

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DÜZENLİ DEPOLAMA ALANI ATIKSULARININ
ELEKTROKİMYASAL YÖNTEMLER İLE ARITILABİLİRLİĞİ

DİLAY DEMİRAL

KOCAELİ 2020

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

DÜZENLİ DEPOLAMA ALANI ATIKSULARININ
ELEKTROKİMYASAL YÖNTEMLER İLE
ARITILABİLİRLİĞİ

DİLAY DEMİRAL

Prof.Dr. Sevil VELİ
Danışman, Kocaeli Üniversitesi
Doç.Dr. Esra CAN DOĞAN
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniversitesi
Prof.Dr. Nihal BEKTAŞ
Jüri Üyesi, Gebze Teknik Üniversitesi

Tezin Savunulduğu Tarih: 14.07.2020

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Bu çalışma depolama alanı atıksularının elektrooksidasyo proses ve ardışık olarak adsorpsiyon yöntemi ile arıtımını içermektedir. Sızıntı suları yüksek kirlilik potansiyeline sahip olduğundan arıtılması en güç suların başında gelmektedir. Son yıllarda elektrokimyasal arıtım yöntemleri kısa sürede etkili verim sağlamalarıyla arıtımda gittikçe önem kazanmaya başlamıştır. İşletme kolaylığı ve kimyasal ilavesinin olmaması sebebiyle birçok avantaja sahip olduğundan günümüzde uygulanabilir prosesler haline gelmeye başlamıştır. Bunun yanı sıra çalışmamızda kullandığımız doğal adsorbentler maliyetlerinin düşük olması avantajı ile beraber istenilen kirletici giderim verimini sağlamaktadır. Bu sayede sızıntı sularının arıtımında yenilikçi çözümler sunulabilmektedir.

Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü'nde gerçekleştirmeye olanak bulduğum bu çalışmada desteğini ve ilgisini her daim sıcak tutan, bilgi, öneri ve yardımlarını esirgemeyen Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanımız Sn. Prof. Dr. Sevil VELİ'ye ve her adımda destekleriyle güç veren aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışmanın gerçekleşmesinde maddi imkan sağlayan, Kocaeli Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi'ne KOU-BAP Proje No: 2016/012'ye desteklerinden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Mayıs-2020

Dilay DEMİRAL

İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
TABLolar DİZİNİ	v
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ	vi
ÖZET.....	vii
ABSTRACT.....	viii
GİRİŞ	1
1.GENEL BİLGİLER	3
1.1. Sızıntı Suları, Oluşumu ve Genel Özellikleri	3
1.1.1. Sızıntı suyunun tanımı	3
1.1.2. Sızıntı sularının düzenli depolama sahalarında oluşumu	3
1.1.3. Sızıntı sularının karakterizasyonu ve özelliklerini belirleyen faktörler	10
1.2. Sızıntı Sularının Arıtımında Kullanılan Prosesler	15
1.2.1. Biyolojik prosesler.....	19
1.2.2. Fiziko-kimyasal prosesler.....	21
1.2.3. İleri oksidasyon prosesleri	28
1.2.4. Elektrokimyasal prosesler.....	29
1.3. Konu İle İlgili Literatür Çalışması.....	41
1.3.1. Elektrokimyasal yöntemler ile ilgili yapılmış çalışmalar	41
1.3.2. Adsorpsiyon yöntemi ile ilgili yapılan çalışmalar	44
2. MATERYAL VE METOT	46
2.1. Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu	46
2.2. Kullanılan Kimyasallar.....	46
2.3. Analitik Prosedür.....	47
2.4. Elektrooksidasyon Prosesin Sızıntı Suyu Arıtımına Uygulanması	47
2.5. Elektrooksidasyon Sonrası Adsorpsiyon Prosesi ile Arıtım İyileştirme Çalışmaları	49
2.6. Adsorpsiyon Prosesinde Kullanılan Adsorbentlerin Özellikleri	49
2.6.1. Kil.....	49
2.6.2. Kitosan	49
2.6.3. Zeolit	50
2.6.4. CeO ₂ /PANI ve ZnO/PANI kompozitlerin sentezlenmesi.....	50
3. DENEYSEL ÇALIŞMA VE TARTIŞMA	53
3.1. Elektrooksidasyon İle Arıtım Prosesine Ait Bulgular	53
3.1.1. pH'ın etkisi	53
3.1.2. Akım yoğunluğunun etkisi	55
3.1.3. İletkenliğin etkisi.....	57
3.1.4. Reaksiyon süresinin etkisi	58
3.2. Atıksuyun Adsorpsiyon Prosesi ile İyileştirilmesine Yönelik Arıtım Prosesine Ait Bulgular	59
4.SONUÇLAR	61

KAYNAKLAR	63
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER	72
ÖZGEÇMİŞ	73



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1.	Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi	3
Şekil 1.2.	Düzenli depolama alanlarındaki katı atık bozunma evreleri.....	5
Şekil 1.3.	Metan oluşumu.....	8
Şekil 1.4.	Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçiş durumları	13
Şekil 1.5.	Kil minerallerinin tabakalar halinde üç boyutlu olarak dizilimi	27
Şekil 1.6.	Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması	30
Şekil 1.7.	Elektrooksidasyon prosesinde kirleticilerin parçalanması	32
Şekil 2.1.	Deney düzeneğinin şematik diyagramı	48
Şekil 2.2.	Kitosanın kimyasal yapısı	50
Şekil 2.3.	CeO ₂ /PANI SEM görüntüleri.....	51
Şekil 2.4.	ZnO/PANI SEM görüntüleri	52
Şekil 3.1.	pH'ın renk giderim verimi üzerine etkisi.....	53
Şekil 3.2.	pH'ın renk giderim verimi üzerine etkisi.....	54
Şekil 3.3.	pH'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi.....	54
Şekil 3.4.	pH'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi.....	54
Şekil 3.5.	Akım yoğunluğunun renk giderim verimi üzerindeki etkisi	56
Şekil 3.6.	Akım yoğunluğunun KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi	56
Şekil 3.7.	İletkenliğin renk giderim verimi üzerindeki etkisi.....	57
Şekil 3.8.	İletkenliğin KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi.....	57
Şekil 3.9.	Reaksiyon süresinin renk ve KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi	58
Şekil 3.10.	Adsorbentlerin KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi	60

TABLolar DİZİNİ

Tablo 1.1. Sızıntı suyu özelliklerinin ayrışma evrelerine bağlı değişimi	6
Tablo 1.2. Genç ve olgun sızıntı suyu karakteri	14
Tablo 1.3. Sızıntı sularında bulunan başlıca kirleticiler ve bu kirleticilerin giderilmesinde uygulanan arıtma prosesleri.....	16
Tablo 1.4. Sızıntı suyu arıtımında muhtelif kirleticilerin % giderim oranları.....	17
Tablo 1.5. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik işlemler	18
Tablo 1.6. Elektrokoagülasyon yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları.....	31
Tablo 2.1. Atıksuyun karakterizasyonu	46
Tablo 2.2. Elektrooksidasyon düzeneğinin özellikleri	47
Tablo 2.3. Çankırı bentonitinin kimyasal bileşimi	49
Tablo 2.4. Aqua-Multalite'in kimyasal bileşimi	50

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

A	:Amper
c	:Çıkış konsantrasyonu
c ₀	:Giriş konsantrasyonu
CeO ₂	:Seryum oksit
CH ₄	:Metan
HCl	:Hidroklorik asit
H ₂ SO ₄	:Sülfirik asit
l	:Litre
mA	:Miliamper
μs	:Mikrosiemens
NaCl	:Sodyum klorür
NaNO ₃	:Sodyum nitrat
NaOH	:Sodyum hidroksit
Na ₂ SO ₄	:Sodyum sülfat
Pt-Co	:Platin Kobalt
V	:Voltaj
ZnO	:Çinko oksit

Kısaltmalar

BOİ	:Biyolojik Oksijen İhtiyacı
DC	:Direct Current (Doğru Akım)
EC	:Electrocoagulation (Elektrokoagülasyon)
EO	:Elektrooksidasyon
KOİ	:Kimyasal Oksijen İhtiyacı
PANİ	:Polianilin
rpm	:Revolutions Per Minute (Dakikadaki devir sayısı)
SEM	:Scanning Electron Microscope (Taramalı Elektron Mikroskobu)
TOK	:Toplam Organik Karbon
UV	:Ultraviyole
ve diğ	:Ve diğerleri

DÜZENLİ DEPOLAMA ALANI ATIKSULARININ ELEKTROKİMYASAL YÖNTEMLER İLE ARITILABİLİRLİĞİ

ÖZET

Katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suları genel olarak çöp içindeki nemin ve çöp depolama alanına düşen yağmur sularının sızması sonucu oluşan atık sularıdır. Bu tür atıksular yüksek kirlilik potansiyeline sahip olup, içeriğinin kompleks olması sebebiyle arıtımı çok güç olan sulardandır. Son yıllarda fizikokimyasal ve elektrokimyasal arıtım yöntemleri kısa sürede etkili verim sağlamalarıyla arıtmada gittikçe önem kazanmaya başlamıştır. Elektrokimyasal arıtım prosesi maliyetinin düşük olması, işletme kolaylığına sahip olması ve giderim veriminin yüksek olması ile birçok avantaja sahip ve çeşitli endüstri atıksularında çalışmaya elverişli bir prosestir. Adsorpsiyon prosesi ise biyolojik açıdan parçalanması güç olan organik ve inorganik bazı maddelerin atıksudan arıtılmasında uygun adsorbentler kullanılarak tercih edilebilmektedir. Bu tür atıksuların sadece bir arıtma prosesi ile arıtılması zor olup, birleşik veya ardışık sistemler kullanılması gerekmektedir.

Bu çalışmada sızıntı suyunun arıtımında ardışık sistem kullanılarak Elektrokimyasal (EO) yöntemi ve KOİ verimini arttırmak için EO çıkışı sonrası elde edilen atıksuya adsorpsiyon işlemi uygulanmıştır. EO’da anot ve katot olarak paslanmaz çelik elektrot, adsorpsiyon prosesinde ise zeolit, kil, kitosan, laboratuvarda sentezlenen CeO_2/PANI ve ZnO/PANI adsorbentleri kullanılmıştır. EO yöntemi ile arıtmada akım yoğunluğu, pH, iletkenlik ve reaksiyon süresinin etkisi araştırılmış; sonuçlar renk ve KOİ giderimi üzerinden değerlendirilmiştir. Arıtım çalışması 30 dakikalık reaksiyon süresinde atıksuyun orjinal pH’ında (7,6), kendi iletkenliğinde ($12,62 \mu\text{S}$) ve akım yoğunluğu $4,06 \text{ mA}/\text{cm}^2$ de yapılmış olup, %89 renk giderimi ve %30 KOİ’nin kısmen giderilmesi sağlanmıştır. KOİ giderimini iyileştirmek için EO prosesinden çıkan atıksu adsorpsiyon prosesine uygulanmıştır. 0,5 gram adsorbent miktarı, 150 rpm karıştırma hızında ve 120 dakika reaksiyon süresinde en iyi KOİ giderim verimi %60 CeO_2/PANI ve %50 kil ile elde edilmiştir. Bu atıksuyun orjinal pH ve kendi iletkenliğinde en iyi sonucu elde etmek ekonomik yönden de bir avantaj olarak değerlendirilmiştir. Bu bilgiler ve araştırma sonuçları ışığında, ardışık olarak uygulanan elektrokimyasal-adsorpsiyon proseslerinin sızıntı suyunun arıtımında kullanılabiliirliği görülmüştür.

Anahtar Kelimeler : Adsorpsiyon, Doğal ve Sentezlenen Adsorbentler, Elektrokimyasal, KOİ ve Renk Giderimi, Sızıntı Suyu.

TREATABILITY OF LANDFILL LEACHATE BY ELECTROCHEMICAL PROCESSES

ABSTRACT

Leachate from a landfill site is a wastewater generally originated from the percolation of the moisture content of the disposed solid waste and the rainwater falling into the landfill. Leachate is highly polluted and known as a difficult wastewater to treat because of its complicated content. In recent years, physicochemical and electrochemical treatment processes are preferred due to their efficiencies in short treatment times. The electrooxidation process is a process that has many advantages with its ease of operation, low cost and high removal efficiency and is prone to work in different industrial wastewater. The adsorption process can be preferred by using suitable adsorbents in the treatment of some organic and inorganic substances that are difficult to decompose from wastewater. Such wastewater is difficult to purify by only one treatment process, and combined or sequential systems must be used.

In this study, electrooxidation (EO) method was used by using the sequential system in the treatment of leachate and then adsorption process was applied to increase the COD efficiency of the wastewater obtained after the electrooxidation output. Stainless steel electrode were used as anode and cathode in EO and CeO_2/PANI and ZnO/PANI adsorbents synthesized in the laboratory with zeolite, clay, chitosan were used in adsorption process. The effects of pH, current density, conductivity and reaction time on leachate treatment by EO process were determined and the results were evaluated in terms of color and COD removals. The treatment was carried out at the original pH (7,6), its conductivity ($12,62 \mu\text{s}$) and the current density of $4,06 \text{ mA}/\text{cm}^2$ during the reaction time of 30 minutes, and the %89 color removal and %30 COD were partially removed. The wastewater from the EO process was applied to the adsorption process to improve COD removal. With the application of 0,5 gram adsorbent amount, 150 rpm mixing speed and 120 minutes reaction time, the best COD removal efficiency was obtained with %60 $\text{CeO}_2 / \text{PANI}$ and %50 clay.

Achieving the best result in the original pH and its own conductivity of this wastewater has also been evaluated as an economic advantage. All this information and research results have shown that sequentially applied electrooxidation-adsorption processes are a process is good combination that can be used in the treatment of leachate.

Keywords: Adsorption, Natural and Synthesized Adsorbents, Electrooxidation, COD and Color Removal, Landfill Leachate.

GİRİŞ

Endüstriyel ve teknolojik gelişmeler ile birlikte yükselen yaşam standartlarına bağlı talep artışları son yıllarda çevre kirliliğini önemli ölçüde arttırmıştır. Özellikle su kirliliği küresel bir sorundur ve dünyanın geleceğini tehdit etmektedir.

Sızıntı suları, katı atık depolama alanlarında; deponi sahasına düşerek sızan yağmur sularından ve çöp içeriğinde bulunan nemden oluşmaktadır. Bu sularda örtü malzemesinin özelliği, depo yaşı, katı atık karakterizasyonu ve meteorolojik şartlar karakteristik özellikleri belirler. Bu tür atıksular yüksek kirlilik potansiyeline sahip olup, içeriğinin kompleks olması sebebiyle arıtımı en güç suların başında gelmektedir (Duran and Cuci, 2016).

Katı atık deponi alanı sızıntı sularının özellikleri depolanan katı atığın niteliğine göre değişim göstermekle birlikte, içeriğindeki organik madde miktarı, ağır metaller, azotlu maddeler, organik ve inorganik tuzlar yeraltı ve yüzey sularının kirliliği ile beraber toprak kirliliğine de neden olmaktadır.

Son yıllarda fizikokimyasal ve elektrokimyasal arıtım yöntemleri etkili verimi kısa sürede sağlamalarıyla arıtmada gittikçe önem kazanmaya başlamıştır.

Elektrokimyasal arıtım yöntemlerinden elektrooksidasyon (EO) prosesi ile atıksu sadece arıtılmakla kalmayıp, aynı zamanda hidrojen ve oksijen gibi enerjiler yaratarak, ağır metallerin hidroksit formunda toplanmasını sağlar ve daha yüksek verimlilik ve daha geniş uygulama ile sürekli bir işleme kolaylığı geliştirilebilen bir sistem haline gelmektedir.

Elektrokimyasal prosesler, endüstriyel atık su arıtımında düşük maliyet ve başarılı bir teknoloji olarak son yıllarda ilgi odağı haline gelmiştir. Elektrokimyasal prosesin doğası, bir katot plakası ve çözünmeyen bir anot ile metal içeren çözeltiye bir akım iletme için elektriğin uygulanmasıdır. Oluşan gazlar, oluşturulan çamurun çoğunu sulu fazın yüzeyine iterken diğer su kütlesi indirgeme işlemi nedeniyle katotta

toplanır. Bu süreçte gazların oluşması, sistemi çok yönlü hale getirerek sadece atık suyu arıtmanın yanı sıra hidrojen ve oksijen gibi yeşil enerji yaratmak için de kullanılabilir (Thien-Khanh Tran ve diğ., 2017).

Adsorpsiyon yöntemi ise bir yüzey olayı olmakla birlikte organik ve inorganik kirleticilerin gideriminde tercih edilen bir mekanizmadır. Adsorplanabilecek bir tür içeren çözelti yüksek gözenekli yüzey yapısına sahip bir katı ile temas ettiğinde sıvı-katı moleküller arası çekim kuvveti oluşur ve çözeltideki çözünen moleküllerin bir kısmı katı yüzey üzerine birikirler. Adsorpsiyon prosesinde katı yüzey üzerinde biriken yani adsorplanan tür adsorbat, adsorpsiyon olayının gerçekleştiği katı yüzey ise adsorbent olarak adlandırılır. Adsorbent üzerine adsorbatın yüzey birikimi ise adsorpsiyon adını alır. Adsorpsiyon işlemi çok etkili bir ayırma tekniğidir ve diğer mevcut atık su arıtma teknikleriyle karşılaştırıldığında kurulum maliyetinin düşük olması, sistemin basit dizaynı ve prosesin kolaylığı nedeniyle çeşitli üstünlüklere sahip olduğu bilinmektedir (Sen ve diğ., 2011, Abd El-Latif ve diğ., 2010).

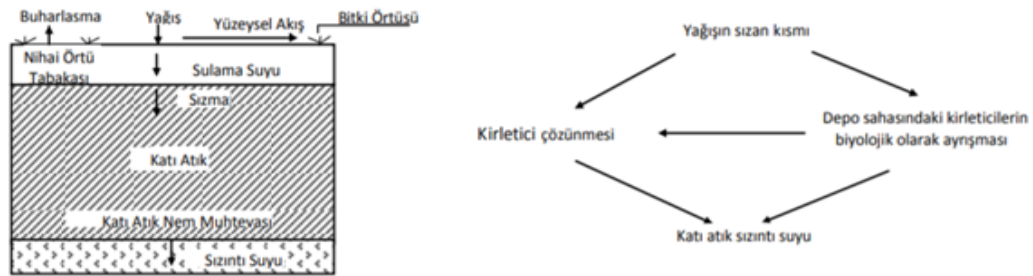
Bu tezde düzenli depolama alanından alınan atık suyun ardışık elektrooksidasyon ve adsorpsiyon işlemine tabi tutularak arıtılmasına yönelik çalışılmıştır.

1.GENEL BİLGİLER

1.1. Sızıntı Suları, Oluşumu ve Genel Özellikleri

1.1.1. Sızıntı suyunun tanımı

Katı atık içeriğindeki birçok organik madde biyobozunur olup, anaerobik ve aerobik mikroorganizmalar tarafından daha basit bileşiklere parçalanabilir ve sızıntı suyunu oluşturur (El-Fadel ve diğ., 1997; Hui, 2005). Sızıntı suyu, katı atıktan süzölmüş ve çözülmüş, askıda maddelerin ekstrakte olan kısmı olarak tanımlanabilir. Katı atıkların depolandığı deponi alanlarında sızıntı suyu; yüzey drenajı ile atıkların bozunmasından oluşan sıvı ile yağmur, yeraltısuyu, yeraltındaki kaynaktan giren su gibi dış kaynaklardan deponiye giren sıvılardan meydana gelir (Nordin, 2006). Sızıntı suyu oluşumu ve katı atık bileşenlerinin sızıntı suyuna kirletici geçişleri Şekil 1.1.'de verilmiştir.



Şekil 1.1. Sızıntı suyu oluşumu ve katı atıklardan sızıntı suyuna kirletici geçişi (Öztürk, 2010)

1.1.2. Sızıntı sularının düzenli depolama sahalarında oluşumu

Düzenli depolama sahalarına gelen katı atıklar sıkıştırılarak gömölürler. Atmosferdeki hava ve yağış sularının etkisiyle atıkların kimyasal yapısı, burada bir takım tepkimeler oluşturur. Depolama alanlarında fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler gerçekleşir ve bu süreçlerde atıkların yapıları değişerek bozunmaya uğrarlar. Gerçekleşen bu süreçlerde depolama alanı bir biyoreaktör gibi değerlendirilebilir. Atıklar fiziksel ve biyokimyasal olarak parçalanarak deponi alanına giren yağmur

sularıyla birlikte sızıntı suyunu oluştururlar. Oluşan sızıntı suyunun organik ve inorganik kirlilik derecesi yüksektir (Ebin, 2004).

Sızıntı sularının oluşumu düzenli depolama sahalarında meydana gelen bazı olaylar sonucunda gerçekleşmektedir. Bu olaylar;

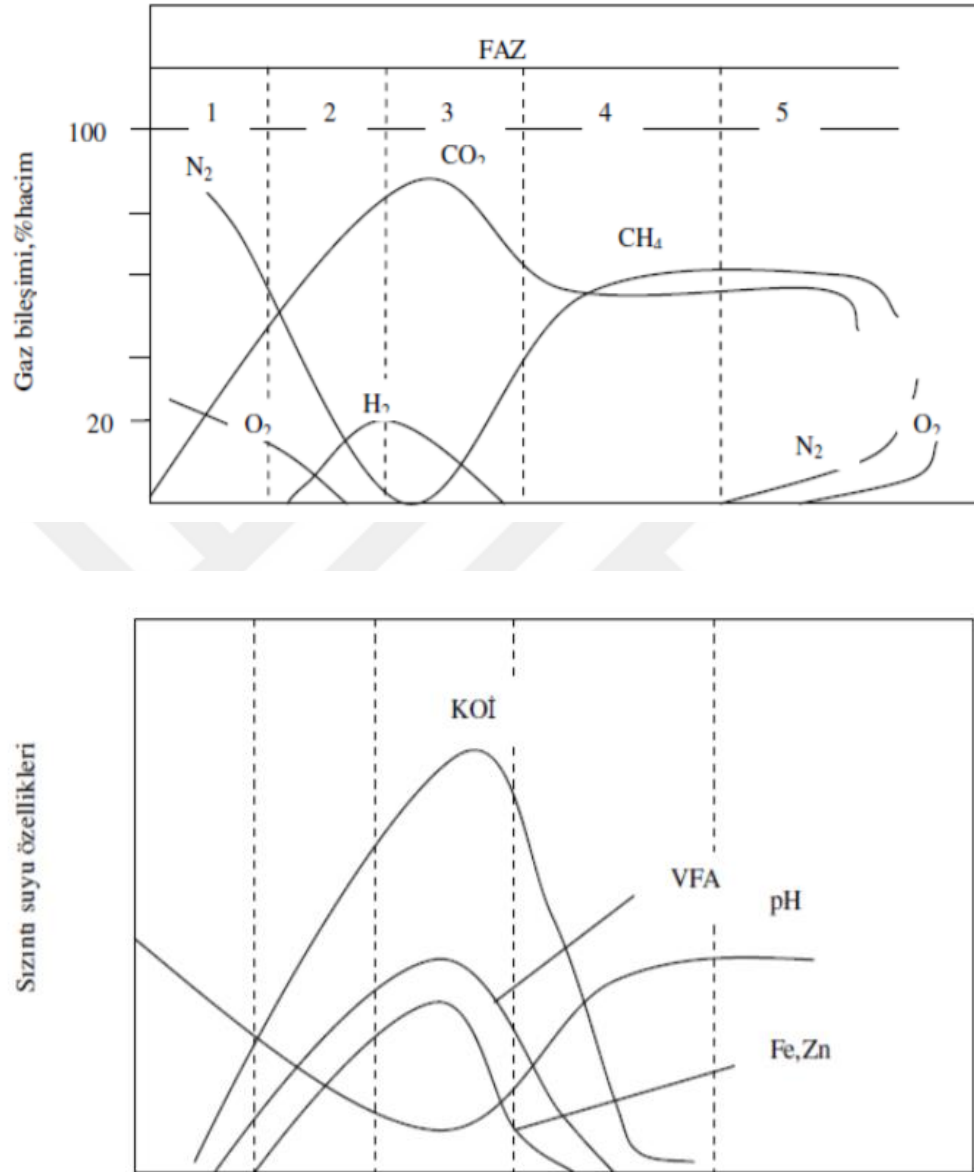
- Biyolojik olarak parçalanabilen maddelerin ayrışımı,
- Organik ve inorganik bileşiklerin oksidasyonu,
- Gaz oluşumu,
- Su ile atıkların çözünmesi ve taşınımı,
- Atık yüzeyinde tutunma,
- Suyun hidrolik hareketi,
- Depo sahasında oluşan çökmeler.

Organik madde içeriği yüksek olan sularda en önemli proses biyolojik procestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu bileşimi için önemlidir. Sızıntı suyu içindeki reaksiyon ürünleri ve atık bileşenleri deponi alanı içinde süzölür, eriyik veya gaz formda dışarı çıkar. Atıklarda bulunan çözünmüş maddelerin ve deponi alanında anaerobik duruma bağılı olarak çözünemeyen organiklerin çözünebilir forma dönüşen kısımlarının da katkısıyla sızıntı suyu daha da kompleks bir hale gelir.

Depolama sahasında biyolojik faaliyetler aerobik ve anaerobik olarak 2 farklı şekilde gerçekleşmektedir. Aerobik ayrışma fazı depo sahasının üst kısmında, atmosferden difüzyon ile veya yağmur suyundan alınan oksijen ile gerçekleşir. İkinci faz anaerobik ayrışma fazı ise depolama sahalarında oluşan ayrışmanın temelini oluşturur.

Katı atık depolama sahasına düşen yağmur suları mevcut katı atık kütlesi arasından süzölür, bu esnada birtakım kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar oluşum gösterir. Çöp ayrışması 5 evre ile karakterize edilebilir. Bunlar; başlangıç, geçiş, asit oluşumu, metan oluşumu ve olgunlaşma evreleridir (Pohland, 1975). Şekil 1.2.'de bu evreler gösterilmektedir (Tchonoglous ve diğ., 1993). Bu evrelerin sonucunda organik ve inorganik bileşikler atıktan sızıntı suyuna geçer. Depo gövdesinde gerçekleşen söz konusu bu tür karmaşık reaksiyonların son ürünleri, sızıntı suyu ve depo gazı ile

taşınır. Bu maddelerin taşınması esnasında kimyasal ve biyolojik reaksiyonların yanı sıra sorbsiyon ve difüzyon gibi fiziksel prosesler de gerçekleşir.



Şekil 1.2. Düzenli depolama alanlarındaki katı atık bozunma evreleri (Tchonoglous ve diğ., 1993)

Bazı parametrelerin değişimi ise Tablo 1.1.'de verilmiştir (Reinhart, 1997).

Tablo 1.1. Sızıntı suyu özelliklerinin ayrışma evrelerine bağlı değişimi (Reinhart, 1997)

	Evre II	Evre III	Evre IV	Evre V
Parametre	Geçiş	Asit Oluşum	Metan Oluşum	Olgunlaşma
BOİ (mg/l)	100-10000	1000-57000	600-3400	4-120
KOİ (mg/l)	480-18000	1500-71000	580-9760	31-900
TUA (mg/l) (asetik asit)	100-3000	3000-18800	250-4000	0
BOİ/KOİ	0,23-0,87	0,40-0,80	0,17-0,64	0,02-0,13
Amonyak (mg/l-N)	120-125	2-1030	6-430	6-430
pH	6,7	4,7-7,7	6,3-8,8	7,1-8,8
İletkenlik	2450-3310	1600-17100	2900-7700	1400-4500

Başlangıç basamağı (Evre I)

Depolama sahasına katı atıkların ilk döküldüğü anda gerçekleşmeye başlayan fazdır. Bu fazda, ortamdaki oksijenin varlığıyla organik maddeler aerobik olarak parçalanırlar. Bu aşamada organik maddeler CO₂, H₂O, nitrat ve sülfatlara dönüşür. Aynı zamanda sıcaklık yükselir. Bu evre çok kısa sürer ve sızıntı suyu üretimi gözlemlenmez (Küçükgül, 1999).

Bu faza etki eden faktörler; atık yerleştirme hızı ve nem tutumu, sahanın doldurulması ve kapatılması, çevresel parametrelerdir.

Geçiş basamağı (Evre II)

Ortamda mevcut olan oksijenin bitmesiyle oluşmaya başlayan, anaerobik ayrışmanın

gözlendiği ilk evredir. Ortamda mevcut olan oksijenin bitmesiyle oluşmaya başlayan, anaerobik ayrışmanın gözlendiği ilk evredir. Sızıntı suyu bu aşamada oluşum göstermeye başlar. CO₂ üretimi, uçucu yağ asidi, fermentasyon ve asit üreten bakterilerin etkinliği sonucunda bu faz gerçekleşir. Bu evrede sızıntı suyu 10000 mg/l den yüksek BOİ değerine, yüksek BOİ/KOİ oranına (genellikle>0,7) ve asidik pH değerine (tipik olarak 5-6) sahiptir (Küçükgül, 1999). Asidik sızıntı sularında yağ asitleri, kalsiyum, demir, ağır metaller ve amonyak yüksek derişimlerde dir. Oluşan gaz içeriğinde N₂, CO₂ ve H₂ üretiminin gerçekleşmesinden kaynaklı sülfat derişimi düşer. Sülfür, demir ve ağır metaller ile çözünmeyen bileşik oluşturur ve çökeldiği için bu fazda azalır.

Asit oluşum basamağı (Evre III)

Bu aşamada mikroorganizmalar asit oluşturucu etkinlik gösterir. Birincil gaz CO₂ olarak ortaya çıkar. Eser miktarda H₂ gazı da oluşmaktadır. Bu aşamada organik asit ve CO₂ varlığıyla pH 5'in altına düşer. Sızıntı suyunda organik asitlerin çözünmesi ile KOİ, BOİ ve iletkenlik oranlarında yüksek miktarda artış görülür. Başta ağır metaller olmak üzere inorganik bileşenler düşük pH sebebiyle çözünür. Bu süreçte sızıntı suyu ile besinlerin ortamdan uzaklaştığı ve geri devrin olmaması halinde ortamda besin kaybı görülür.

Metan basamağı (Evre IV)

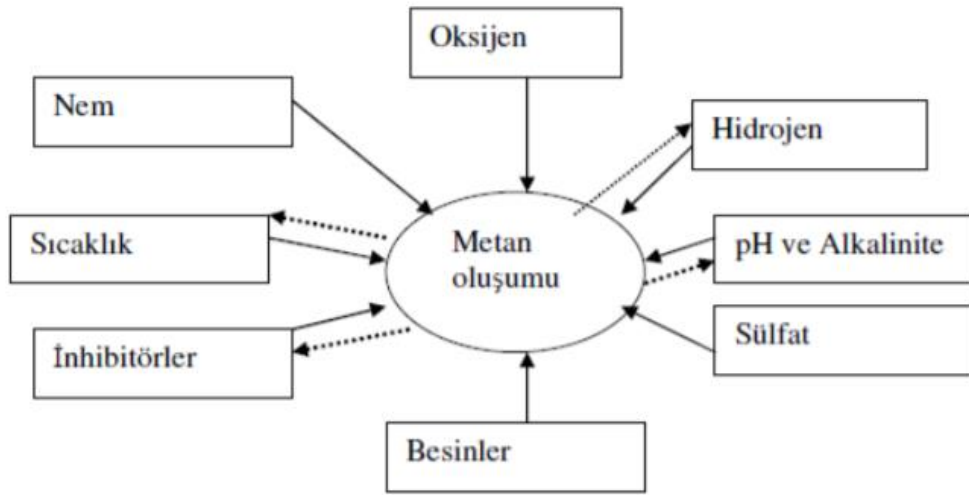
Metan bakterisi olarak bilinen anaerobik mikroorganizmalar asit basamağında oluşan ürünleri CH₄ ve CO₂'e dönüştürmeye başlar. Bu evrede metan oluşum hızında artış, asit oluşum hızında düşüş görülür. CH₄ ve CO₂'e dönüşen hidrojen ve asitler ile sızıntı suyu pH'ı 6-8 aralığına ulaşır bunun sonucunda KOİ, BOİ ve iletkenlik ile ağır metallerin derişimi de düşer (Tchonoglous, 1993). Bu evrede etkin olan 2 tür metan bakteri gruplarından; asetofilik bakteriler asetik asitten elde edilen asetatı, hidrojenfilik bakteriler ise hidrojeni metana çevirir.

Olgunlaşma fazı (Evre V)

Bu fazda biyolojik ayrışabilir maddelerin azalmasından kaynaklı metan üretimi azalır. Ayrışması zor olan fulvik ve hü mik asitler bu fazdaki sızıntı suyu içeriğinde

mevcuttur (Tchonoglous, 1993). Bu basamakta metan oluşumunun çok düşük olmasından kaynaklı atmosferden nüfuz eden hava, havalı bölge oluşumuna sebep olur. Bu bölgelerin metan oluşturmak için redoks potansiyeli yükselir (Küçükgül, 1999). Depo sahalarında meydana gelen bu 5 ayrı faz, süre ve gerçekleşme hızı açısından farklı deponi sahalarında değişim göstermektedir.

Deponi alanındaki ayrışma hakkında bilgi sahibi olmamızı sağlayan bir husus da biyolojik parçalanmayı etkileyen faktörlerdir. Şekil 1.3.'te metan oluşumundaki etkenler gösterilmiştir (Yıldız, 2000).



Şekil 1.3. Metan oluşumu (Yıldız, 1995)

Oksijen

Ortamda serbest halde oksijen varlığının bulunmadığı durumlarda anaerobik faz oluşumu gerçekleşir. Atmosferden depo sahasına giren oksijen depo gövdesinin üst kısmında bulunur ve burada aerobik bakteriler tarafından tüketilirler (Kotze ve diğ, 1969). Sahada, atık kütlesi içine vakum oluşumu sağlayan gaz drenaj sistemi bulunur ve bu sistem ile alt tabakalara kadar oksijen girebilir. Bu da aerobik ortamın daha çok kalınlaşmasına sebep olabilir. Bunun yanı sıra metan bakterilerinin yaşamını sürdürmesi gereken ortam, aerobik alan içinde kalan anaerobik alanlar ile oluşmaktadır.

Hidrojen

Hidrojen basıncı arttığında uçucu yağ asidi miktarı artar, pH düşer ve bunların sonucunda metan oluşumu duruşa geçer. Bu sebepten ortamda bulunan hidrojen düzeyi belli bir değerin altında olmalıdır

pH (alkalinite)

Mikroorganizmaların etkinliği için pH'ın önemi çok büyüktür. Bilhassa metan bakterileri sınırlı bir pH aralığında (6-8) faaliyet gösterir. Ortamın pH'ı aşırı organik asit oluşumu ile düşer ve buna bağlı olarak metan oluşumu durabilir. Mikroorganizmaların birçoğunun etkinliği için pH 6-9 aralığı uygun görülürken, pH 6,4-7,2 aralığı optimum aralık olarak değerlendirilmektedir (Lisk, 1991). Alkalinite, sistemin anaerobik ayrışması için istenen pH değerinin altına düşmesine sebep olan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesinin ölçüsüdür. Yüksek alkalinite sistemin pH dengesini sağlar. Ortamın pH'sı atık ile sızıntı suyu arasındaki çözünme, çökeltme, redoks ve tutma reaksiyonları gibi kimyasal prosesleri etkiler.

Sülfat

Sülfat indirgeyen bakteriler, ortamda bulunan besin maddelerini metan bakterilerinden daha hızlı tüketirler. Bu durum metan bakterilerinin etkinlik hızını azaltır ve buna bağlı olarak düşük metan oluşumu gerçekleşir. Ortamda H₂S oluşum oranı yükselir. Metan bakterileri bu durumdan olumsuz etkilenir (Hortz ve diğ., 1982).

İnhibitörler

Metan oluşumu, uçucu yağ asitlerinin varlığından etkilenir. Asetik, propiyonik ve bütirik asidin toplam derişimlerinin 6000 mg/l'nin üzerinde olması halinde metan oluşumunu engelleyici özellik gösterir. pH'nın artmasına bağlı olarak artan serbest amonyak miktarı ile amonyumun inhibasyon etkisi oluşur.

Besinler

Mikroorganizmalar için gerekli olan besin maddelerinden kalsiyum, potasyum, sülfür, bakır, çinko, demir, kobalt, selenyum ve molibden depo sahasının içeriğinde

mevcuttur. Yeni oluşum gösteren anaerobik bakteriler yapılarına azot ve fosforun bir kısmını aldıkları için, besin gereksinimi anaerobik sistemlerde aerobik sistemlere göre daha azdır. Anaerobik sistemlerde çoğunlukla fosfor kısıtlayıcı besin maddesi olarak görülmektedir.

Nem İçeriği

Metan miktarındaki artış ile nem miktarındaki artış paralellik göstermektedir.

Sıcaklık

Atık indirgeme fazı anaerobik ortamlarda sıcaklıktan etkilenmektedir. Çok yüksek ve çok düşük sıcaklıklarda mikrobiyal faaliyetler gerçekleşmemektedir. Anaerobik ayrışmada 35°C ve 55°C olarak iki sıcaklık skalası vardır. 35°C de metan üretimi ilk pik değerine ulaşır. 45°C ve üzerinde termofilik kademe başlar ve metan retimi 55 °C ye kadar tekrar artar. Böylece ikinci pik değerine ulaşır. Farklı depo sahalarında 21°C ile 48°C aralığında sıcaklığın metan oluşumu üzerindeki etkisi araştırılmış ve 41°C nin metan oluşumu için optimum değer olduğu sonucuna varılmıştır (Ehrig, 1983).

1.1.3. Sızıntı sularının karakterizasyonu ve özelliklerini belirleyen faktörler

Sızıntı sularının çevresel etkilerinin anlaşılabilmesi ve etkin şekilde kontrol altına alınabilmesi için karakterizasyonun yapılması ve bu karakterizasyon çerçevesinde ele alınan özelliklerini etkileyen faktörlerin belirlenmesi evre mühendisliği açısından oldukça önemlidir. Bu açıdan ele alındığında sızıntı sularının bileşenleri üç grupta ele alınabilir. Bunlar;

1. Deponide aerobik ve anaerobik ayrışmalar sonucunda oluşum gösteren sızıntı suyu,
2. Deponi sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından kaynaklı oluşan sızıntı suyu,
3. Deponi yüzeyine kontrolsüz düşen yağışların deponi kütlesinden sızarak oluşan sızıntı suyu, (Heyer ve diğ., 2000).

Sızıntı suları toksik kirletici gruplar içermektedirler (Cotman ve Gotvajn, 2010). Çoğu sızıntı suyu aynı temel bileşime sahiptir (Veli ve diğ., 2008); bunlar, dört kirletici grup tarafından karakterize edilmiştir: Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) olarak ifade edilen çözünmüş organik madde veya CH_4 dahil olmak üzere toplam organik karbon (TOK), uçucu yağ asitleri, fulvik ve hümik benzeri bileşikler gibi daha refrakter bileşikler; Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- gibi inorganik makro bileşikler; ağır metaller ve aromatik hidrokarbonlar gibi ksenobiyotik organik bileşikler, fenoller ve klorlu alifatiklerdir (Christensen ve diğ., 2001).

Organik karbonlu bileşikler

-Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ): Aerobik bakteriler tarafından parçalanabilen organik maddelerin ayrışması için gerekli olan oksijen ihtiyacını ifade eder. Bu parametre, 5 günlük standart bir deneyle yapıldığı için BOİ₅ olarak ifade edilmektedir.

-Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Atıksuların organik kirlilik derecesini belirleme kullanılan, karbon içeren tüm bileşiklerin kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyona girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacıdır.

BOİ/KOİ oranı, aerobik biyolojik arıtmıla giderilebilecek organik karbonun yaklaşık değerini ifade eder. BOİ'nin KOİ değerine yakın olması biyolojik olarak daha kolay arıtılabileceğinin göstergesidir.

-Toplam Organik Karbon (TOK): Organik maddelere kovalent olarak bağlanmış karbon atomlarının tümünü ifade eder. Çözünür ve partikül organik maddelerin toplamıdır.

-Uçucu yağ asitleri: Anaerobik ayrışma sonucu oluşan, kısa zincirli karboksilik asitler olarak anılan ve genellikle asetik asitten oluşan zayıf organik asitlerin konsantrasyonudur.

Uçucu yağ asitlerinin toplam organik karbon değerine oranı depo alanı durumu hakkında bilgi verir. Genç depo sahasında organik karbonun %90'ını uçucu yağ asitleri oluşturur, bu da biyolojik olarak kolay ayrışabilir olduğunu göstermektedir.

Azot bileşikleri

Sızıntı suyu içerisinde azot bileşikleri farklı formlarda bulunabilmektedir. Bunlar amonyak azotu, organik azot ve okside olmuş azot formlarıdır.

- Amonyak Azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$): Çözünmüş amonyağı (NH_3) ve amonyum iyonunu (NH_4^+) içerir ve litredeki mg azot ($\text{mg NH}_3\text{-N/l}$) olarak ifade edilir. Azot bileşiklerinin en büyük değerini bu parametre belirler. Amonyak azotunun kirlilik potansiyeli çok yüksektir.

- Organik Azot (Org-N): Organik maddelerin (aminoasit gibi) içinde bağlı bulunan azotu ihtiva eder. Bu parametre proteinlerin amonyağa ayrışma derecesini belirler. Ancak burada aerobik arıtma sonucunda azotlu bileşiklerin mikroorganizma bünyesindeki hücrelerde de organik halde tutulduğu göz önünde bulundurulmalıdır.

- Okside olmuş azot bileşikleri (NO_x): Nitrat (NO_3^-) ve nitrit (NO_2^-) bileşiklerini içerir. Anaerobik sızıntı sularında bu türler görülmez. Bu bileşiklerin varlığı sızıntı suyunun aerobik oksidasyon koşulları altında olduğunu gösterir. Bu iki azot formu da, bakteriler aracılığıyla nitrifikasyon ile amonyağın okside olmasına dayanmaktadır.

- Toplam Kjeldahl Azotu (TKA): Bu parametre amonyak ve organik azot bileşiklerinin toplamını ifade eder.

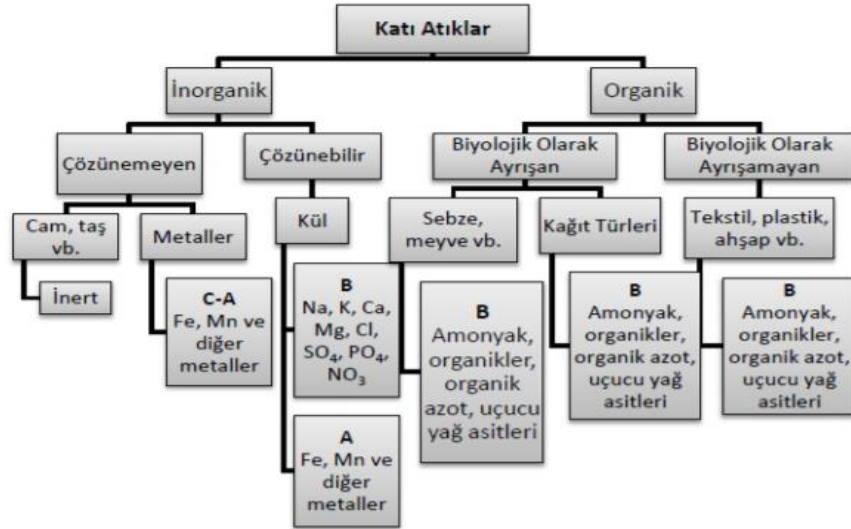
Sızıntı suları olduğu depolama sahasının, sahada depolanan çöplerin, bu sahada meydana gelebilecek fiziksel, kimyasal ya da biyolojik süreçlerin veya bulunan coğrafyanın genel özelliklerinden oldukça etkilenir. Bu etkenler daha spesifik olarak sıralanırsa:

Katı atık bileşenleri

- Depo yaşı
- Depo alanının hidrojeolojik durumu
- Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler
- Katı atıktaki su miktarı
- Sıcaklık
- pH
- Redox potansiyeli
- Stabilizasyon derecesi
- Katı atık depolama yüksekliği
- Depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartları.

Atık içeriği

Katı atıklardan sızıntı suyuna kütle geçişi; katı atığın hidrolizi ve biyolojik bozunma, katı atıkta bulunan tuzların çözünmesi ve belirli büyüklükteki partiküllerin taşınması olarak 3 şekilde gerçekleşmektedir. Bu maddelerin ilk ikisi sızıntı suyu özelliklerini belirleyen en önemli etkenlerdir. Atığın ayrışma hızı ve buna paralel olarak sızıntı suyunun özellikleri organik atıkların yapısına bağlıdır. Depo sahasında biyolojik ayrışmanın sürecine toksik özellikteki atığın varlığı etki eder. Sızıntı suyundaki organik ve diğer maddelerin miktarı, atıkla suyun temasına bağlı olduğu kadar pH ve katı-sıvı etkileşimindeki dengeye de bağlıdır. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçiş durumları Şekil 1.4.'te verilmiştir.



Şekil 1.4. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyuna geçiş durumları

A: doğrudan çözünme, B: biyolojik ayrışma, C: kimyasal çözünme (Yazıcı, 2012)

Depo sahasının işletme şekli

Depo sahasının hangi evrede olduğuna karar vermek için sızıntı suyu özellikleri izlenmelidir. Örneğin kimyasal oksijen ihtiyacı değerinin düşmeye başlamasıyla asit fazının tamamlanmaya başladığı, CH₄ oluşumunun başlaması veya pH değerinin 7-8 aralığında sabit kaldığının belirlenmesiyle metan fazının gerçekleştiği şeklinde yorumlanabilmektedir. Bu parametreler depodaki kararlılaşmanın belirlenmesi için kullanılmaktadır.

Sızıntı suyu özelliğine etki eden diğer parametreler; depo alanına yapılan geri devir, arıtma çamurunun veya endüstriyel atıkların sahaya kabulü, sıkıştırılması, atıkların kalınlığı, depolama süresidir. Sahada geri devir yapılıyor ise, maddelerin eriyebilirliği ve mikrobiyal parçalanma geri devir miktarından etkilendiğinden sızıntı suyu özelliklerine de etki eder. Sıkıştırma işleminin uygulandığı deponi alanlarında ise dışarıdan gelen su ile fazla temas olmayacağından etkileşim süresi düşerek, kirlenici miktarında azalış görülür. Depo sahasından su akışı tabana doğru olduğundan depo sahasının yüksekliği temas süresini artırır. Ki bu da sızıntı suyu özelliklerini belirleyen parametrelerdendir.

Depo alanının yaşı

Depo yaşı, depo sahasındaki anaerobik arıtma kademesine bağlı olarak sızıntı suyu karakterini belirleyici en önemli faktörlerin başında gelmektedir. Tablo 1.2.'de deponi yaşı ile sızıntı suyu arasındaki değişimler gösterilmektedir (Öztürk ve diğ, 1997). Depo sahasının yaşı, atıkların ayrışmaya başlaması ve sızıntı suyunun ilk oluşumu ile ortaya çıkmaya başlar. Genç depo sahalarının sızıntı sularında biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu yağ asidi oranı fazladır. Depo yaşı arttıkça biyolojik ayrışma süreci tamamlanma noktasına geldiğinden dolayı kolay ayrışır organik madde oranı düşer. Bu sebeple genç depo sahası sızıntı sularında $BOİ/KOİ > 0,5$, yaşlı depo sahalarında $BOİ/KOİ < 0,2$ 'dir. 2-3 yıllık depolama alanlarında özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri maksimuma ulaşır (Armağan, 1996). Genç ve olgun sızıntı suyu karakteri Tablo 1.2'de verilmiştir (Tchonoglous ve diğ, 1993).

Tablo 1.2. Genç ve olgun sızıntı suyu karakteri (Tchonoglous ve diğ, 1993)

Parametre	Genç Çöp Sızıntı Suyu (<2yıl)		Olgun Çöp Sızıntı Suyu (>10 yıl)
	Aralık	Genel	Aralık
BOİ5	2000-30000	10000	100-200
TOK	1500-20000	6000	80-160
KOİ	3000-60000	18000	100-500
AKM	200-2000	500	100-400
Organik-N	10-800	200	80-120
NH ₃ -N	10-800	200	20-40
NO ₃ ⁻	5-40	25	5-10
Toplam P	5-100	30	5-10
PO ₄ ⁻³ -P	4-80	20	4-8
Alkalinite	1000-10000	3000	200-1000

Tablo 1.2. (Devam) Genç ve olgun sızıntı suyu karakteri (Tchonoglous ve diğ, 1993)

pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Sertlik	300-10000	3500	200-500
Ca	200-3000	1000	100-400
Mg	50-1500	250	50-200
K	200-1000	300	50-400
Na	200-2500	500	100-200
Cl	200-3000	500	100-400
SO ₄ ⁻²	50-1000	300	20-50
Fe	50-1200	60	20-200

1.2. Sızıntı Sularının Arıtımında Kullanılan Prosesler

Sızıntı suları koyu renkli, kokulu, organik kirlilik içeriği ve ağır metal içeriği yüksek, kompleks ve her türlü kirletici parametreyi içeğinde ihtiva etmesi nedeniyle arıtılması zor ama bir o kadar da gerekli olan atıksulardandır.

Literatür incelendiğinde verilen sızıntı suyu karakteristikleri arasında çok büyük farklılıklar olmaktadır. Bu farklılıkların başlıca nedeni kompozisyonunun çok farklı kaynaklardan etkilenmesine dayanmaktadır. Bölge halkının genel özellikleri katı atık içeriğine ve buna bağlı olarak sızıntı suyu bileşimine etki etmektedir. İlaveten bölgenin jeolojik yapısı da örtü malzemesine bağlı olarak sızıntı suyunu etkileyen parametreler arasındadır. Başlıca bu sebeplerden ötürü sızıntı suyunun içeriği her an değişmeye meyillidir. Özellikleri böylesi değişim gösteren bir atıksuyun arıtımı için proses tercihinde ve seçilen prosesin tasarımında göz önünde bulundurulması gereken önemli etmenler bulunmaktadır. Bu etmenler (Ho ve diğ, 1974);

- ✓ Sızıntı suyu karakteri (organik ve inorganik madde içeriği)
- ✓ Zararlılık potansiyeli (organik ve inorganik zehirli maddelerin yüksek konsantrasyonu)
- ✓ Deşarj alternatifleri (yüzeysel sular, şebeke, arazide arıtma, geri devir, vb.)
- ✓ Arıtma derecesi (sızıntı suyu bileşimi, deşarj standartları, vb.)
- ✓ Arıtılabilirlik çalışmaları (elde edilen deneysel veriler, uygulanabilir teknolojiler, vb.)
- ✓ İşletme
- ✓ Maliyet

Endüstriyel atıksu arıtımında uygulanan pek çok yöntem sızıntı sularının arıtımında da kullanılabilmektedir. Organik kirlilik yükü çok ve hacimsel anlamda fazla

miktarda suyun arıtımına uygunlukları ile maliyet olarak görece farklı sistemlere göre daha ekonomik olduklarından biyolojik arıtma bu suların ıslahında ilk tercih edilen yöntemlerdendir. Bu arıtma proseslerinin verimi, debi ve sızıntı suyunun yaşına bağlı olarak bileşiminden, büyük oranda etkilenmektedir. Fakat, kolay parçalanabilir organiklerin gideriminde oldukça etkili olsalar da, biyolojik arıtma prosesleri dirençli, refrakter organiklerin giderilmesinde yetersiz kalmaktadır. Bu nedenle sızıntı sularının arıtımında farklı proseslere ihtiyaç duyulmaktadır ve fiziko-kimyasal yöntemler bu proseslerin başında gelmektedir (Li ve diğ., 1999; Öztürk, 2003). Bir depolama sahası zamanla stabilize olduğu için, sızıntı suyunun biyolojik olarak bozunabilir organik içeriği azalmaya eğilimlidir ve sonuç olarak biyolojik sürecin etkinliği azalır ve fiziko-kimyasal süreçler uygun seçeneklerden biri olabilir.

Sızıntı suyunun karakteri arıtma yönteminin seçiminde belirleyici rol oynamaktadır. Bu suların arıtımında amonyak ve organik maddelerin giderimi için, nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri, ileri oksidasyon prosesleri, hava sıyırma, iyon değiştirme, ozonlama, membran ve fenton prosesleri kullanılan arıtma yöntemlerindendir. Sızıntı sularının arıtımında kullanılan geleneksel arıtma yöntemlerinden bazıları Tablo 1.3.'te (Mcbean ve diğ., 1995) verilmiştir.

Tablo 1.3. Sızıntı sularında bulunan başlıca kirleticiler ve bu kirleticilerin giderilmesinde uygulanan arıtma prosesleri (Mcbean ve diğ., 1995)

Kirletici Parametre	Açıklama	Muhtemel Arıtma Prosesi
Organik Kirleticiler	Genç sızıntı suyu • $BOİ \approx 10000$ mg/l • Yüksek konsantrasyonlarda uçucu yağ asidi • Biyolojik arıtma için uygun • Toksik madde yok	Biyolojik Arıtma
	Stabil atıklardan sızan sular • $BOİ \approx 100$ mg/l, $KOİ \approx 1000$ mg/l • Hümik ve fülvik asit formunda	Karbon Adsorpsiyonu

Tablo 1.3. (Devam) Sızıntı sularında bulunan başlıca kirleticiler ve bu kirleticilerin giderilmesinde uygulanan arıtma prosesleri (Mcbean ve diğ., 1995)

Amonyum	$\text{NH}_4^+ - \text{N} \approx 1000 \text{ mg/l}$ Biyolojik arıtmada bir kısmı giderilebilir	Biyolojik nitrifikasyon- denitrifikasyon Yüksek pH'da havalandırma Kırılma noktası klorlaması İyon değiştirme
Fosfor	$\approx 10 \text{ mg/l}$	Biyolojik aktivite için genellikle ilavesi gerekir.
pH	Genellikle asidik	Kireç ya da kostik ile nötralizasyon
Bazı anyon ve kationlar	1000 mg/l konsantrasyonunda Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ sızıntı sularının çözünmüş madde muhtevası oldukça yüksektir.	Ters osmoz ve ultrafiltrasyon
Ağır metaller	Başlıca 10-100 mg/l konsantrasyonunda demir, çinko, bakır, kurşun	Kimyasal arıtma Biyolojik arıtma

Sızıntı sularının arıtımında kullanılan alternatif arıtım yöntemleri ve muhtelif kirletici giderim oranları Tablo 1.4.'te verilmiştir (Özgöçmen, 2007).

Tablo 1.4. Sızıntı suyu arıtımında muhtelif kirleticilerin % giderim oranları (Özgöçmen, 2007)

Arıtım Yöntemi	BOİ	KOİ	Fe	Zn	Ni
Aerobik/Biyolojik					
Aktif çamur	95	95	96-99	96-99	60
Evsel atıksularla birlikte	94-99	92-98	-	-	-
Havalandırmalı lagün	-	92-98	99	-	-
Stabilizasyon havuzları	93-99	99	80-99	-	-
Anaerobik prosesler	85-98	75-95	80-99	80-99	10-80

Tablo 1.4. (Devam) Sızıntı suyu arıtımında muhtelif kirleticilerin % giderim oranları (Özgöçmen, 2007)

Fiziksel/Kimyasal					
Koagülasyon	-	12	95-99	75-98	-
Oksidasyon	-	10-50	99	90	-
Ters osmoz	-	86-94	-	-	-
İyon değiştirme	-	40-70	40-80	20-96	14-96
Adsorpsiyon	-	75-99	65-95	-	-

Tablo 1.5. Sızıntı suyu arıtımında kullanılan fiziksel,kimyasal ve biyolojik işlemler (Tchonoglous ve diğ., 1993)

Arıtma Prosesleri		Amaç
Fiziksel	Çöktürme/flotasyon	Askıda katı madde giderimi
	Filtrasyon	Amonyak ve uçucu organik madde giderimi
	Hava ile sıyırma	Organik madde giderimi
	Adsorpsiyon	Çözünmüş inorganik madde giderimi
	İyon değiştirme	Organik ve inorganik madde giderimi
	Ters osmoz	Ters osmoz konsantresi bertarafı
	Buharlaştırma/yakma	
Kimyasal	Nötralizasyon	pH kontrolü
	Kimyasal çöktürme	Ağır metal ve bazı anyonların giderimi
	Koagülasyon/flokülasyon	Çökelmeyen askıda katı madde giderimi
	Kimyasal oksidasyon	Organik madde giderimi, detoksifikasyon
Biyolojik	Aktif çamur	
	Ardışık kesikli reaktör	
	Havalandırmalı lagün/stabilizasyon havuzu	
	Biyofilm sistemleri (damlatmalı filtre, döner biyodiskler)	Organik karbon giderimi
	Havasız lagün ve temas tankları	
	Havasız reaktörler (yukarı akışlı çamur yatağı, filtre veya hibrit)	
	Nitrifikasyon/denitrifikasyon	Azot giderimi

Sızıntı sularının içeriğindeki kirleticilere göre son yıllarda tekil ya da başka proseslerle entegre edilerek elektrokimyasal prosesler (elektrokoagülasyon, elektroflotasyon, elektrooksidasyon, vb.) ve ileri oksidasyon prosesleri (Fenton reaktifi, fotokimyasal oksidasyon, vb.) de bu suların arıtımında tercih edilmektedir.

1.2.1. Biyolojik prosesler

Sızıntı suyu arıtımında en yaygın kullanılan prosesler biyolojik arıtma prosesleridir. Bu prosesler, bakteri, mantar ve daha yüksek yapılı bitkilerin doğal metabolik süreçlerle, organik kirleticileri parçalayarak daha az zararlı ya da az etkili formlarına çevirmesi esasına dayanmaktadır. Biyolojik arıtma ile genç depo sahalarının sızıntı suları yüksek oranda biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddeler içerdiğinden, yüksek giderim verimi sağlanmaktadır. (Im ve diğ., 2001; Rivas ve diğ., 2006). Biyolojik arıtma prosesleri özellikle genç depolama sahalarından çıkan sızıntı sularının arıtımı için oldukça uygun yöntemlerdir. Depo yaşı yüksek olan sahalarda ise sızıntı suları, genç sızıntı sularına oranla daha yüksek miktarlarda biyolojik parçalanmaya direnç gösteren maddeler içermekte ve bu kirleticilerin biyolojik arıtma ile gideriminde istenilen verim elde edilememektedir.

Sızıntı suyunun biyolojik arıtım proseslerinde aerobik ve anaerobik sistemler kullanılmaktadır. Çoğunlukla sızıntı suyu zayıf özellikte ise aerobik biyolojik arıtma, kuvvetli yani yüksek miktarda organik madde içeren sızıntı sularına anaerobik biyolojik arıtma metodu uygulanmaktadır.

-Aerobik biyolojik prosesler

Sızıntı suyu arıtımında uygulanan aerobik biyolojik yöntemler; aktif çamur, havalandırmalı lagünler ve döner disklerdir.

Aktif Çamur

Aktif çamur yönteminde sızıntı suyu içeriğinde bulunan organik karbon bileşikleri O_2 ile birlikte mikroorganizmalar aracılığıyla CO_2 ve H_2O formlarına çevrilir. Bu yöntemle %90 ve üzeri $BOİ$ ve $KOİ$ giderim verimi, %80 ve üzeri metal giderim verimi elde edilmektedir. Sızıntı sularının içeriğindeki organik maddelerin oksitlenme süreleri uzundur. Bu maddelerin stabilizasyonunu sağlamak için uzun süreli biyolojik aktivite gerekmektedir. Bu sebeplerden havalandırma süresi uzun tutulmalıdır, fakat fazla havalandırmada oluşabilecek sıkıntılar da göz ardı edilmemelidir. Bu problemler şu şekilde gelişebilmektedir; metal konsantrasyonunun yüksek olmasından kaynaklı köpük oluşumu, bakterilerin köpük kırıcılardan olumsuz

etkilemesi, besi maddesi eksikliğinin biyolojik aktiviteyi engellemesi, sızıntı suyu içindeki metal ve diğer bileşiklerin biyolojik hayatı etkilemesi.

Havalandırılmalı lagünler

Lagün metodu, sızıntı sularının arıtımı için yatırım ve işletme maliyetlerinin oldukça düşük olması sebebiyle çok ekonomik ve verimli bir alternatiftir. Sudan çöktürülerek çamurların uzaklaştırılmasını sağlamak için, arıtmadan geçmiş sular lagün yönteminden sonra ya son çöktürme havuzuna ya da havalandırmasız ikinci bir lagüne aktarılmalıdır. Hidrolik kalış süresinin uzun olmasından kaynaklı bu proseste alan ihtiyacı çok yüksektir. İyi bir arıtım verimi elde etmek için lagünlerinin havalandırılması gerekmektedir. Havalandırma yapılmayan lagünler ise, su derinliği 5-10 cm'yi geçmeyecek şekilde tasarlanmalıdır. Lagünlerde, sıcak hava şartlarında nitrifikasyon süreci kendiliğinden gerçekleşir, kış mevsiminde ise sıcaklığın 5°C'nin altına düşmesi halinde, nitrifikasyon durur ve durma ile başlama zamanlarında NO₂ konsantrasyonları 200 mg/l'ye kadar ulaşabilir. Düşük sıcaklıklarda ise BOİ₅ sınır değerleri sağlanamayabilir. Bu metotta çok yüksek BOİ₅ yükü olduğunda, çamurun çökmesi sırasında oluşan kalsiyum ve demir bileşikleri tıkanma ve koku problemlerine neden olabilir.

Döner diskler

Döner disk yönteminde, disk üzerinde bir tabaka oluşur. Bu tabaka hidrolik ve kimyasal şoklara karşı dirençlidir. Bu özellik de asılı biyolojik aktivite sistemine kıyasla daha fazla tercih edilmesini sağlar. Lakin biyodiskler üzerinde kireç atıklarının sebep olduğu tabakalar biyolojik aktiviteyi etkiler. Biyolojik aktivitenin olumsuz şartlardan etkilenmesini önlemek için bu prosese verilecek atıksulara NaOH ilavesi yapılarak pH yükseltilir ve metallerin çöktürülerek uzaklaştırılması sağlanır.

- Anaerobik biyolojik prosesler

Hidroliz, asit oluşumu ve gaz oluşumu olarak üç basamaktan oluşur. Hidroliz aşamasında, çözünmeyen yüksek moleküllü organik maddeler (polisakkaritler, lipidler, proteinler), çözünebilir enerji ve karbon kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, sekerler, aminoasitler ve serbest yağ asitleri) dönüşürler. Asit

oluşumu aşamasında; hidroliz sırasında meydana gelen ürünler düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO_2 ve H_2 'e dönüşür. Metan üretim aşamasında ise asit oluşumu evresinde oluşan ürünler CH_4 ve CO_2 'e dönüştürülür (Ağdağ ve Sponzo, 2005). Anaerobik reaktörlerde çamurun organik madde muhtevası indirgenme hızına ve zamana bağlı olarak artış gösterir. Anaerobik prosesler etkili arıtma yöntemleri olmasına karşın, sızıntı sularının çıkışında istenilen kirletici giderim verimini sağlayamazlar. Bu sebepten anaerobik arıtmadan sonra çıkış standartlarını sağlayabilecek aerobik bir proses uygulanmalıdır. Sızıntı suyu arıtımında havasız çamur yataklı ve sabit film yataklı sistemler yaygın olarak kullanılmaktadır.

Yüksek verimde anaerobik arıtımın sağlanabilmesi için;

- Besi maddesi dengesi
- İz elementler
- Oksitleyiciler
- Toksik maddeler
- Sıcaklık
- pH gibi unsurlara dikkat edilmelidir.

Genç depo sahası sızıntı suları, uçucu yağ asitleri ile karakterize edilirler. Genç sızıntı sularının KOİ içeriğinin büyük kısmını kolay ayrışabilir uçucu asitler oluşturur. Bu içerik sebebiyle BOİ/KOİ oranı yüksektir ve sızıntı sularının yüksek hızlı anaerobik arıtma sistemleri ile arıtılmasına imkan sağlar (Ağdağ ve Sponzo, 2005). Genellikle kullanılan yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörde (AÇYR) su tabandan reaktöre verilir. Bu tip reaktörler, yüksek giderim kapasitesine sahiptirler ve şok yüklenmelerden etkilenmezler.

1.2.2. Fiziko-kimyasal prosesler

Son yıllarda fiziksel ve kimyasal arıtma sistemleri üzerine çalışmalar yapılmaktadır. Bu çalışmalarda ham veya biyolojik olarak arıtılmış sızıntı suları incelenmektedir. Fiziksel ve kimyasal arıtma prosesleri yaşlı depo sızıntı sularında ya da biyolojik olarak arıtılmış sızıntı sularının arıtım verimlerinin iyileştirilmesinde tercih edilir. Kimyasal çöktürme, yumaklaştırma, aktif karbon adsorpsiyonu, iyon değişirme,

kimyasal oksidasyon, ultrafiltrasyon, granüler filtrasyon, ters osmoz ve kırılma noktası klorlaması kullanılan başlıca fiziksel ve kimyasal proseslerdir.

Kimyasal çöktürme

Atıksuya çeşitli kimyasalların eklenmesi ile, suda çözünmüş veya askıda katıların fiziksel durumunu değiştirerek çökelme ile sudan uzaklaştırılmasına dayanan işlemdir. Kimyasal çöktürücülerden bazıları şunlardır; demir tuzları, alüminyum tuzları, kalsiyum tuzları, alüm, polielektrolitler, kireçtir. Kimyasal çöktürme ile organik kirliliğin yüksek giderim verimi eldesi için, BOI_5/KOI oranının 0,1'den küçük olması gerekmektedir. Bu sebeple, sızıntı suyu arıtımında, biyolojik arıtmadan sonra ileri arıtım prosesi olarak kimyasal çöktürme uygulanmalıdır.

İyon değiştirme

İyon değiştirme, çözelti içerisindeki bir iyonun reçinede mevcut olan bir başka iyonla yer değiştirmesi prensibine dayanır. İyon değiştirme, ağır metal giderimi ve toplam çözünmüş katı madde giderimi için su ve atıksulara uygulanabilir. İyon değiştiriciler, çözeltiden iyonları alarak eşdeğer miktarda diğer iyonları çözeltiye veren katı maddelerdir. Bu yöntemde organik madde giderimi, organik madde türüne ve kullanılan iyon değiştirici reçineye bağlı olarak başarılı bir şekilde sağlanabilir. Genç depo sızıntı sularının arıtımında organik madde giderim verimi düşüktür. İyon değiştirme metodu ile %10 ile %70 aralığında kimyasal oksijen ihtiyacı (KOI) ve metal giderimi elde edilmektedir. (Öztürk, 2006).

Kimyasal oksidasyon

Bu yöntemde genellikle sızıntı sularında KOI giderimi sağlanmaya çalışılır. Biyolojik arıtmadan çıkan sızıntı sularına kimyasal oksidasyon yönteminin uygulanması KOI giderim verimini arttırmaya yardımcı olur. Biyolojik proses çıkış suyunda mevcut zor ayrışan organik kirlleticiler kimyasal oksitleyiciler ile giderilebilmektedir. Sızıntı sularının arıtımında klor, potasyum, kalsiyum, sodyum hipoklorür ve ozon gibi yüksek oksitleyiciler kullanılmaktadır.

Ters osmoz

Membran proseslerde yaygın olarak kullanılır. Bu yöntem, çözelti içerisinde bulunan çok düşük moleküler ağırlığa sahip inorganik tuzların ve küçük organik moleküllerin bertarafında tercih edilmektedir (Kural, 2000). Ters osmoz membranları çözünmüş formdaki organik ve inorganik maddelerin tamamını atıksulardan gideren, çözünme-difüzyon modeline göre çalışan bir mekanizmadır (Koyuncu, 2001) .

Kullanılan ters osmoz membranlarının gözenek çapları çok küçüktür bu nedenle tıkanma riskleri de işletme problemlerine yol açmaktadır. Ters osmoz prosesi öncesinde uygulanacak olan etkili bir ön arıtma ile bu sorunun oluşmasına engel olunabilir. Bu sistemler ilk olarak deniz ve kuyu suyu arıtımında kullanılmış ve bunu tabiken, tekstil endüstrisi renk gideriminde, elektro kaplama endüstrisi metal geri kazanımında, mezbaha atıksularının arıtımında, sızıntı suyu arıtımında, kağıt endüstrisi renk gideriminde uygulanmaktadır (Koyuncu, 2001).

Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, atom, iyon ya da moleküllerin bir katı yüzeyinde tutundurulması işlemidir. Adsorpsiyon işleminde adsorplanan madde adsorbanttır (Veli ve Alyüz, 2005). Adsorbantlar bir ya da birden fazla miktarda olabilir. Adsorpsiyon işleminin gerçekleştiği yüzeye ise adsorbent denir. Bir adsorbentin iyi olarak nitelendirilebilmesi için temel özellik birim kütle başına geniş yüzey alanına sahip olmasıdır (Sarıkaya, 1993).

Adsorpsiyon fiziksel ve kimyasal olarak ikiye ayrılmaktadır. Isısı -10 kJ/mol ile -30 kJ/mol arasında olan etkileşimler sonucundaki tutunmalara fiziksel adsorpsiyon, -200 kJ/mol civarında etkileşimler sonucundaki tutunmalara ise kimyasal adsorpsiyon adı verilmektedir. Fiziksel adsorpsiyonda tanecikler ile yüzey arasında zayıf Van der Waals çekim kuvvetleri etkin, kimyasal adsorpsiyonda tanecikler ile yüzey arasında kovalent bağ oluşmaktadır. Tüm fiziksel adsorpsiyonlar ve birçok kimyasal adsorpsiyon ekzotermiktir. Fakat, cam üzerinde tutunan H_2 gazı adsorpsiyonunda olduğu gibi bazen endotermik olarak da gelişebilmektedir. Bu tip durumlarda entropi işareti pozitif yüklüdür ve moleküller arasındaki düzensizlik artmaktadır. Diğer

yandan, fiziksel adsorpsiyonlar tersinir iken, kimyasal adsorpsiyonlar ise tersinmezdir (Sarıkaya, 2005).

Adsorbentin yapısında, adsorbatları (adsorblanan madde) adsorplayabilme özelliğinin oluşması için pozitif ve negatif yüklü iyonlar yer almalıdır. Adsorbent bu iyonlar sayesinde adsorpsiyon mekanizmasını gerçekleştirerek adsorbatı tutabilir (Veli ve diğ., 2006).

Adsorbentin partikül boyutu adsorpsiyonu etkileyen önemli parametrelerden olmakla birlikte, partikül boyutu küçüldükçe adsorpsiyon kapasitesi genelde artar ve partikül boyutu büyüdüğüçe adsorpsiyon kapasitesi azalır. Partikül boyutunun küçülmesi temas yüzeyini arttırır ve bu durumda adsorpsiyon daha verimli olur (Veli ve Pekey, 2004).

Gözenek genişliği de adsorpsiyon mekanizmasına etki eden faktörlerdendir. Gözenek genişliği arttığında, adsorbat molekülleri gözeneklere daha kolay etki etmektedir. Böylelikle adsorpsiyon prosesi kolaylıkla gerçekleşir. Sık gözenekli yüzeylerde ise adsorpsiyon daha az meydana gelir (Veli ve Alyüz, 2007).

Adsorpsiyon veriminin maksimum olabilmesi için adsorpsiyon proseslerinde uygun pH belirlemek gerekmektedir. pH adsorbentin ve adsorbantın kimyasını etkileyen bir parametredir.

Adsorpsiyon prosesinde birçok farklı adsorbent kullanımı mümkündür. Bunların başında aktif karbon gelmektedir. Yumaklaştırma ve çöktürme proseslerine oranla aktif karbonun organik madde giderimi daha yüksektir. Genç depo sızıntı sularında TOK gideriminin verimi düşüktür. Bunun sebebi uçucu yağ asitlerinin varlığından kaynaklıdır. Hümik asitlerin ve biyolojik olarak parçalanması güç olan organiklerin solventlerinin gideriminde yüksek verim sağlanır. Bu yüzden yaşlı sızıntı sularından KOİ gideriminde kullanılır.

Adsorpsiyon işlemlerinde genellikle ticari aktif karbon kullanılmasına karşın yüksek maliyetler daha yenilikçi adsorbentlerin arayışına yol açmıştır. Son yıllarda iletken polimerlerin kullanım alanları oldukça dikkat çekicidir. Elektromanyetik alanlarının yanı sıra, çevresel risklerin ortadan kaldırılması konusunda da iletken polimerlere

başvurulmaya başlanmıştır (Özkazanç ve diğ., 2010). Böylelikle reçine vb. malzemelere göre maliyeti daha ucuz olan iletken polimerlerle, etkili arıtma verimleri sağlanmaktadır. Aynı zamanda bu iletken polimerler yeni tip yapay adsorbentler elde edilmesine olanak tanımaktadır (Özdemir ve diğ., 2011). İletken polimerler arasında, polianilin (PANI) ve polipirol (PPy); çevresel, termal, kimyasal stabiliteleri ve yüksek iletkenlikleri nedeniyle dünya çapında büyük ilgi görmüştür. Ayrıca PANI ve PPy elektrokimyasal özellikleri, kolay sentez ve ısı, çevresel ve kimyasal etkilere dayanıklılık bakımından avantaj sağlamaktadır (Kim ve diğ., 2006).

Polianilin, hava ve nem varlığında oldukça kararlı olması ve elektriksel özelliklerinden dolayı yaygın kullanım alanı bulan iletken bir polimerdir. Polianilin, $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$, H_2O_2 , $\text{Cu}(\text{ClO}_4)$, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, KIO_3 , $\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ve $\text{Cr}(\text{SO}_4)_2$ gibi çeşitli oksidanlar kullanılarak kimyasal ve elektrokimyasal yöntemle sentezlenebilir. Polianilin, amonyum persülfat gibi bir yükseltgen ile sulu asit içeren (HCl , H_2SO_4 , HNO_3 , HClO_4) çözeltide anilinin yükseltgenmesi ile kimyasal olarak elde edilebilir. Anilinin kimyasal olarak polimerleşinde orto ve meta süstitüe anilin türevlerinin oluşmadığı, para-pozisyonundan radikal birleşmesi ile polimerin oluştuğu belirlenmiştir (Syed ve Dinesan, 1991). Polimerlerin hafifliği, kolay işlenebilirliği ve mekanik özellikleri, bunların kullanım alanlarını daha da arttırmaktadır. Polianilinin elektriksel iletkenliğe sahip olması bu malzemenin önemini daha da artmıştır. İletken polimerler yapılarında, konjuge çift bağlı uzun zincirler bulunması nedeniyle iletkenlik özelliğine sahiptirler. Bunun yanı sıra anilinin ucuz olması ve elde edilen polianilinin çok kararlı bir ürün olması, öte yandan iletken polimerlerin uygulama alanlarının çok geniş olması bu polimerin önemini arttırmıştır.

Aktif karbonlar temel olarak iki yöntemle üretilebilir. Bunlar fiziksel aktivasyon veya kimyasal aktivasyondur. Fiziksel aktivasyon, ham maddenin (700°C 'ın altında) birincil karbonizasyonunu ve ardından bir oksitleyici gaz (buhar, CO_2 , hava veya karışım) akımında daha yüksek sıcaklıklarda ($>850^\circ\text{C}$) kontrollü gazlaştırmayı içerir. Kimyasal aktivasyon; atık kabukların kimyasal aktivasyon ajanları ile emprenye edilmesiyle gerçekleştirilir. Bu aktivasyon ajanları genellikle KOH , K_2CO_3 , NaOH , Na_2CO_3 , H_2SO_4 , ZnCl_2 ve H_3PO_4 gibi kimyasallardır. Aktivasyon sonrasında karbonizasyon için aktive olan kabuklara inert ortamda $500-900^\circ\text{C}$ aralığında ısı işlem uygulanır. Yüksek aktif karbon verimine, düşük aktivasyon sıcaklığına, kısa

aktivasyon süresine ve gözenekli yapının iyi gelişmesine bağlı olarak kimyasal aktivasyon daha çok tercih edilmektedir. Kimyasal aktive edici ajanlar arasında, fosforik asit aktif karbonun hazırlanmasında çevresel ve ekonomik sorunlar nedeniyle en çok kullanılan kimyasallardan biridir. Ayrıca, H_3PO_4 ortaya çıkan aktif karbonda hem mikro gözenekler hem de mezo gözeneklerin gelişmesine izin verir (Demiral ve Şamdan, 2016).

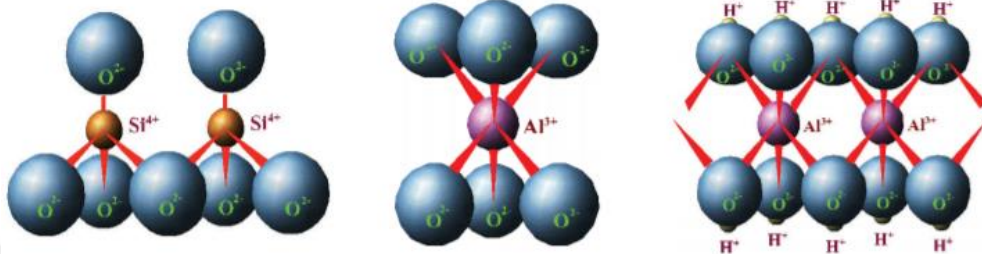
Karbon açısından zengin herhangi bir karbonlu malzemeden aktif karbon üretilir. Ceviz kabuğu, badem kabuğu, ay çekirdeği kabuğu, kabak çekirdeği kabuğu, fındık kabuğu, kiraz sapları, mısır sapanı, atık çay, portakal kabuğu, hindistan cevizi kabuğu gibi meyve kabukları ve farklı tarımsal atıklar aktif karbon üretiminde kullanılmaktadır (Alslaibi ve diğ., 2013). Kitosan, zeolit, kil gibi doğal adsorbentler de atıksulardan ağır metal gideriminde yeterli bağlama kapasitelerine sahip olup, aktif karbona alternatif oluşturmaktadır (Veli ve Alyüz, 2005).

Kil : Tüm bentonitler, kil minerallerin montmorillonit grubundandır. Montmorillonit minerallerinin üç katmanlı yapıda bulunmaları karakteristik özellikleridir. Katmanlar arasında H_2O molekülleri ve değişebilen iyonlar yer alır. Bu katmanlar arasına su ve organik moleküller girerek yapının genişlemesine neden olurlar. Bu oluşum killerin şişmesi olarak adlandırılmaktadır. Katmanlar arasındaki değişebilen iyonlar, değişik empüritelerin varlığı kilin karakteristik özelliklerini belirler. Endüstriyel kullanım alanlarında bentonitin değerlendirilirken, fiziksel özellikler kimyasal bileşime göre daha önemlidir.

Bentonit kristali sulu çözeltiler içerisine eklendiğinde birim hücreleri arasındaki Van der Waals bağları birbirinden ayrılır. Yüzey alanları büyük olduğundan kendi ağırlıklarının 5-6 katı suyu adsorplayabilirler.

Kil mineralleri tetrahedron (düzgün dört yüzlü) ve oktahedron (düzgün sekiz yüzlü) olarak isimlendirilen kafes şeklinde olan 2 farklı kristal yapıdan oluşmaktadır. Tetrahedronlarda, silisyum ve oksijenlerden oluşan atom grupları belli bir düzende bir araya getirilmiştir. Bu minerallerin tetrahedron katmanları, 4 oksijen atomunun her biri bir köşeyi oluşturacak 20 şekilde dört yüzlü geometrik bir yapıdadır ve tetrahedral oksijenlerinin diğer tetrahedral birimler tarafından paylaşılmasından ile silikat yapıları oluşmuştur. Oktahedron katmanları ise, alüminyum (Al), demir (Fe)

ve magnezyum (Mg) gibi iyonların etrafında 6 oksijen ve hidroksil (OH^-) iyonları olacak şekilde sekiz yüzlü geometrik bir yapıdadır yine oktahedral oksijenlerinin diğer oktahedral birimler ile paylaşılmasından alümina katmanları oluşur. Şekil 1.5.'de kil minerallerinin katmanlar halinde üç boyutlu olarak dizilimi gösterilmiştir (Dermokil, 2013).



Şekil 1.5. Kil minerallerinin tabakalar halinde üç boyutlu olarak dizilimi (Dermokil,2013)

Kilin maliyeti aktif karbona oranla yaklaşık 20 kat daha ucuzdur (Veli ve Alyüz,2005). Zeolite benzer, kilin adsorpsiyon kapasiteleri ince tane yapılı silikat minerallerinde bulunan negatif yükten ileri gelmektedir. Bu negatif yük pozitif yüklü türlerin adsorpsiyonu ile nötröle olur. Killerin $800 \text{ m}^2/\text{g}$ ' a ulaşan geniş yüzey alanında yüksek adsorpsiyon kapasitesine katkıda bulunur. Kili 3 temel sınıfta toplayabiliriz; kaolinit, micas ve sabun kili. Sabun kili en küçük kristallere, en geniş yüzey alanına ve yüksek sorpsiyon kapasitesine sahip oldukları düşünülür (Gül., 2001).

Kitosan : Kitosanın hammaddesi olan kitin, biyosorbentler arasında, selülozdan sonra en bol bulunan ikinci doğal polimerdir. Kitosanın moleküler yapısı selüloza benzerlik gösterir fakat kitinden daha fazla öneme sahiptir (Veli ve Alyüz, 2005). Kitin kabuklular, böcekler, yumuşakçalar ve mantarlardan elde edilir. Deniz mahsülleri endüstrisinden gelen karides ve yengeç kabukları kitosana dönüştürülür (Yao ve diğ., 2012). Kitosan, kitinin kısmen ya da tamamen deasetilasyonu ile elde edilen değişik moleküler ağırlıktaki bileşikler için kullanılan genel bir terimdir. Kitosan, yüksek canlılara karşı toksik etki göstermez, doğada yaygın ve bol miktarda bulunur, mikroorganizmaları inhibe eder, biyolojik olarak parçalanabilir, biyo-uyumludur, kimyasal ve fiziksel özellikleri bakımından diğer birçok biyopolimere göre üstün özellikler gösterir. Gıda, su, kozmetik, ilaç ziraat, tıp, kâğıt, tekstil, mikrobiyoloji,

immünoloji, biyoteknoloji, ters osmoz membranları gibi birçok alanda kullanım olanağı bulmaktadır (Yıldırım ve diğ., 2016). Arıtma prensibinde, kitosanın metallerle şelatlaşma özelliğinden yararlanılarak bu iyonların atık sulardan veya kirli akıntılardan uzaklaşması sağlanır. Kitosanın yapısında amino ve karboksilik grupları bulunur. Bu yapı atık sulardan ağır metaller ile boyar maddelerin adsorplanmasını destekler. Parçacık boyutu küçüldükçe kitosanın adsorplama kapasitesi artmaktadır.

Zeolit: Temelde zeolitler, ortaklanmış oksijen atomları ile birbirine bağlanmış tetrahedral moleküllerden oluşmuş doğal kristal aminosilikatlardır. Doğal zeolitler, doğada büyük rezervler halinde bulunur, diğer madenlere göre işletilmesi daha kolaydır ve maliyeti düşüktür (Gülen ve diğ., 2012). Bir çalışmada adsorpsiyon yöntemi uygulanarak doğal bir adsorban olan zeolitin etkinliği incelenmiş ve ucuz olması da göz önünde bulundurularak, $\text{NH}_3\text{-N}$ 'nu sızıntı suyundan uzaklaştırılmasında tercih edilebileceği sonucuna varılmıştır (Aydın ve diğ., 2011). Zeolit, amonyak ve diğer inorganik kirleticileri sızıntı suyu veya diğer atık sulardan uzaklaştırmak için doğal bir iyon değiştirici olarak yaygın olarak kullanılmaktadır. Zeolitin yüzeyi, düzenli hizalanmış moleküler seviye gözenekleri ve katyonik değişim kabiliyeti ile hidrofilitiktir, bu da onu metalik iyonlar ve katalizörler için iyi bir adsorban yapar (Ono ve Yashima, 2000). Öte yandan, karbon yüzeyi nanometre aralığında veya üstünde gözenek boyutları olan hidrofobiktir ve bu da organik maddelerin adsorpsiyonu için daha uygun olmasını sağlar (Okolo ve diğ., 2000).

1.2.3. İleri oksidasyon prosesleri

İleri arıtma teknolojileri arasında yer alan ileri oksidasyon prosesleri birçok organik maddenin bozunmasını veya daha az toksik maddelere dönüşmelerini sağladıklarından dolayı gittikçe önem kazanan proseslerdir. İleri oksidasyon proseslerinde temel mekanizma, oksidasyon potansiyeli çok yüksek olan serbest radikallerin reaksiyon ortamında üretilmelerine dayanır. Bu proseslerle, kısmi oksidasyonla hedef kirleticinin toksisitesi ortadan kaldırılmakta ve/veya kirletici biyolojik olarak daha kolay ayrıştırılabilen oksidasyon ara ürünlerine dönüştürülmekte, bazı durumlarda ise tamamen oksidasyon son ürünleri olan CO_2 ve H_2O 'ya mineralize edilmektedir (Yazıcı ve diğ., 2012). Genellikle $\text{OH}\cdot$ ve $\text{SO}_4\cdot-$ gibi güçlü radikallerin oluşturulmasına dayalı olan bu proseslerde radikallerin

oluşumu ozon, hidrojen peroksit, persülfat ve peroksimonosülfat gibi yüksek oksidasyon potansiyeline sahip oksidantların ışık enerjisi (UV, görünür ışık vb.), spesifik katalizler (TiO_2 vb.), elektrik enerjisi, termal aktivasyon, mikrodalga gibi katalizleyicilerle sağlanmaktadır.

$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{TiO}_2$, $\text{Fe}^{+2}/\text{H}_2\text{O}_2$, fenton, foto-fenton, sonokimyasal oksidasyon (Ultrasound/ H_2O_2 , Ultrasound/ O_3 vb), fotokataliz prosesi gibi kombine ileri oksidasyon proseslerinin yüksek oksidasyon kapasitesine sahip radikal üretimi yapan proseslerdir. Bu maddelerin kullanımı ile reaktif türler olan $\text{OH}^\bullet$ ve $\text{SO}_4^{\bullet-}$ radikalleri oluşturulmaktadır ve bu türler su ve atıksulardaki dayanıklı kirleticileri parçalamaktadırlar (Yuru, 2012).

1.2.4. Elektrokimyasal prosesler

Elektrokimyasal arıtım proseslerin genel mekanizmasını koagülasyon, adsorpsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri oluşturur. Elektrokimyasal arıtım prosesi çevre dostudur ve çok yönlüdür. Son yıllarda atıksuların arıtımında dikkat çekici bir yöntem olmaya başlamıştır. Prosesin şeklini ve yapısını belirleyen elektrot tipi, akım yoğunluğu, elektriksel gerilim ve prosesin tipi elektrokimyasal oluşumların farklılığını belirler. Sistemin elektrokoagülasyon veya elektrooksidasyon oluşunu belirleyici en önemli unsur elektrot tipidir.

Elektrokimyasal arıtımı oluşturan 3 yöntem vardır. Bu sistemler tek başına çalışabildiği gibi bazı sistemlerde birkaç elektrokimyasal proses kombine şekilde aynı anda kullanılabilir. Mesela elektrokoagülasyon prosesi sırasında kendiliğinden oluşan gaz çıkışı ile kısmi bir elektroflotasyon da gerçekleşmektedir. Bu kombinasyon sayesinde elektrokimyasal arıtım yöntemlerinde kısa sürelerde etkin bir arıtım verimi elde edilebilmektedir.

Elektrokimyasal yöntemlerle atıksu arıtımının dışında metal geri kazanımı da sağlanabilmektedir.

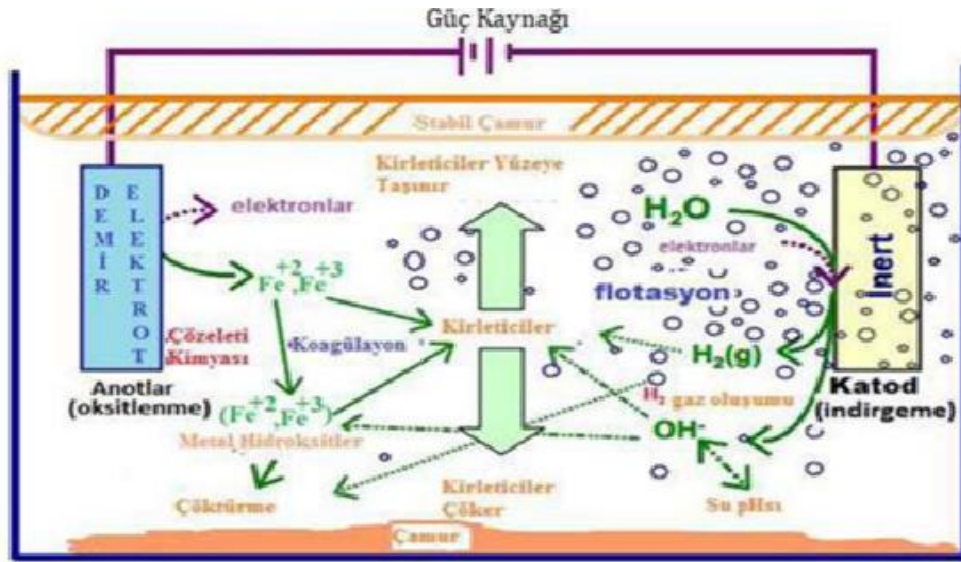
Elektrokimyasal arıtım türleri:

- Elektrokoagülasyon
- Elektrooksidasyon

- Elektroflotasyon

Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon en yaygın olarak kullanılan elektrokimyasal prosestir. Suların içerisinde bulunan farklı büyüklüklerdeki kirlenmelerin birçoğu yerçekimi ile çökemeyecek kadar küçüktür. Bu kirlenmelerin çökebilir formlara dönüştürülmesi işlemine koagülasyon denmektedir. Koagülasyon işlemi suya kimyasal madde ilave edilerek, kimyasal koagülasyon ile sağlanabileceği gibi suya elektrik akımı verilerek, elektrokoagülasyon ile de gerçekleştirilebilmektedir. Elektrokoagülasyon, su veya atıksuya iyon kazandırabilmek için tüketilebilir elektrotların kullanıldığı birçok kimyasal ve fiziksel olguyu içeren karmaşık ve etkili bir arıtım prosesidir (Hu ve diğ., 2003; Mollah ve diğ., 2001; Mollah ve diğ., 2004). Elektrokoagülasyon prosesini kimyasal koagülasyondan ayıran fark, koagülant olarak uygun anot materyalinin elektrolitik oksidasyonu sonucunda oluşmasıdır. Bu proseste, yüklü iyon türleri ile anottan çözünerek atık suya karışan metal iyonları, metal hidroksit floklarını oluşturmaktadır. Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması Şekil 1.6.'da verilmiştir.



Şekil 1.6. Elektrokoagülasyon prosesinin mekanizması (Holt ve diğ., 2002)

Elektrot cinsi elektrokimyasal proseste en önemli şartlardan biridir. Metalik iyonların adsorplama kapasitesi yüksektir bu da iyi bir koagülant olma özelliği sağlamaktadır. Özellikle alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlar elektrokoagülasyonda

yaygın olarak kullanım alanı bulmaktadır. Bu elektrotlar su ile reaksiyona girerek $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gibi metal hidroksitler oluşturmaktadır. Elektrokoagülasyon işlemi sırasında gerçekleşen reaksiyonlar Tablo 1.6.'da görülmektedir (Özgürses, 2003).

Tablo 1.6. Elektrokoagülasyon yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları (Özgürses, 2003)

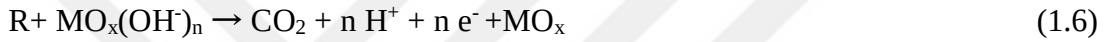
Anot reaksiyonları	Katot reaksiyonları
Anot elektron verir.	Katot elektron alır.
Anotta yükseltgenme olur.	Katotta indirgenme olur.
Anodik çözünme: $(\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{+3} + 3\text{e}^-)$	Katodik birikme: $(\text{Cu}^{+2} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cu})$
Anyonlar anotta toplanır	Katyonlar katotta toplanır.
Anodik bölge oluşur.	Katodik bölge oluşur.
Anotta oksijen: $(2\text{H}_2\text{O} - 4\text{e}^- \rightarrow \text{O}_2 \uparrow + 4\text{H}^+)$	Katotta hidrojen: $(2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2 \uparrow + 2\text{OH}^-)$
Ortamda klor var ise: $(2\text{Cl}^- - 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cl}_2 \uparrow)$	Gazın indirgenmesi: $(\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O})$

Sistemde metal hidroksitlerin oluşumuyla arıtım başlamaktadır. Çok yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip metal hidroksitler sudaki kirleticileri adsorbe eder ve çökelti yoluyla sudan uzaklaştırılmasını sağlar. Bu esnada elektrotlarda meydana gelen elektrokimyasal reaksiyonlar ile sudan çok daha küçük gaz kabarcıkları oluşumu başlar. Bu gaz kabarcıkları da elektroflotasyon prosesinin temelini oluşturur. Böylece birtakım kirleticilerin elektrokoagülasyon sırasında elektroflotasyon oluşumuyla sudan uzaklaştırılacağı ve bundan dolayı kirletici giderim veriminin artacağı söylenebilir. Bu verim çeşitli işletme şartlarının optimize edilmesiyle daha da arttırılabilir.

Elektrokoagülasyonla askıda katı maddeler, emülsifiye maddeler ve kolloidal maddeler kararlı hale getirilir. Bu sebeple elektriksel uygulamalarda elektrotlar ile partiküller doğru şekilde temas ettirildiğinde partiküller nötralize olmakta ve farklı partiküller toplu olarak büyük floklar oluşturmaktadır. Dağınık haldeki partiküller elektrokoagülasyon prosesiyle sudan giderilebilmekte ve kararlı çamur elde edilebilmektedir. Elektrokoagülasyon prosesi ile flok oluşumu çok hızlı

Bir elektrokimyasal oksidasyon mekanizması, anoda ait aktif bölgelerde $\cdot\text{OH}$ radikalleri üretimini içerir. OH radikallerinin aktivitesi, anot yüzeyinde olan etkileşimlerle güçlü bir şekilde bağlantılıdır (Comninellis ve diğ., 2008).

Elektrooksidasyon reaksiyonları metal yüzeyinde genel olarak aşağıdaki şekilde gerçekleşmektedir:



Elektrooksidasyon sürecinde organik molekül haricinde bazı molekül ya da iyonlar elektrokimyasal tepkimeye katılırlar ve bu tepkimeler sonucu oluşan radikaller oksidasyonu sürdürmeye devam eder bu da elektrooksidasyonu sağlayan bir diğer yoldur. Burada organik madde oksidasyonu metal yüzeyinde gerçekleşen elektrokimyasal tepkimeden sonra fakat dolaylı olarak elektrokimyasal tepkimenin devamı niteliğinde çözelti içerisinde gerçekleşecektir. Oksidasyonun bu şekilde gelişmesi halinde bu sistem doğrudan elektrooksidasyon olarak tanımlanmamalı, elektrokimyasal tepkimenin devamı şeklinde olan kimyasal oksidasyon olarak düşünülmelidir. Asıl tepkimenin (organik maddenin oksidasyonu) kimyasal basamakta yürüdüğü çok basamaklı bir elektrokimyasal tepkime mekanizması söz konusudur. Bundan dolayı olay elektrooksidasyon olarak kabul edilmektedir.

Elektrooksidasyon yönteminin ana prensibi çözünmeyen elektrotlardan (Ti, Ru, Pt, paslanmaz çelik vb.) ortaya çıkan gazlar (O_2 ve H_2) aracılığıyla hedeflenen oksidasyonun gerçekleşmesidir. Bu yöntemle maddeler oksidasyona uğratılabilir, biyolojik olarak parçalanabilirliği zor olan bileşikler biyolojik olarak kolay parçalanabilir organik bileşiklere veya CO_2 ve H_2O gibi son ürünlere dönüştürülebilir. Elektrooksidasyon yönteminde aktif rolü anot elektrot oynadığından anodun katalitik aktivitesi prosesi etkileyen faktörlerin başında gelmektedir. Bunun dışında; pH, akım,

sıcaklık ve organik bileşikler ile diğer oksidantların difüzyon hızı önemli parametrelerdendir.

Elektrotların var olduğu ortam, prosesin gidişatı açısından çok önemlidir. Buna bağlı olarak direkt (anodik) ve indirekt (dolaylı) oksidasyon olarak 2 tip oksidasyon görülmektedir (Özgürses, 2003). Dolaylı elektrooksidasyon yönteminde, anodik olarak oluşan klor ve hipoklorürün varlığı çok yaygındır. Organik ve inorganik kirleticilerin birçoğu klorürün yüksek konsantrasyonunda oksitlenmektedir. Fakat burada ara ve son ürün olarak klorlu organik bileşiklerin oluşması dezavantaj olarak görülmektedir bu da uygulama alanını sınırlandırmaktadır. Dolaylı oksidasyon, toksik ve biyolojik parçalanabilirliği düşük kirleticilerin gideriminde tercih edilmektedir. Elektrokimyasal yöntemler ile elde edilen, yüksek oksidant olan hidrojenperoksit ve ozon yardımıyla da kirleticiler parçalanabilirler. Elektrooksidasyon ile atıksudaki metal iyonları da uzaklaştırılabilmektedir. Bu proseste metal iyonları anot üzerinde okside olup, stabil hale gelirler ve oluşan hidroksil radikalleri, organik kirleticilerin parçalanma hızını artırır. Anot üzerinde metal iyonları tekrar oluşum gösterebilmektedir. Oluşum gösteren ara ürünler Fe^{+3} , Ag^{+2} , Ce^{+4} , Co^{+3} ve Ni^{+2} 'dir. Elektrooksidasyonda, bu ara maddelerin oluşumu çoğunlukla asidik şartlarda görülmektedir. Prosesin en önemli dezavantajı ise ağır metallerden kaynaklı oluşan kirleticilerdir (Chen, 2004).

Elektrooksidasyon reaksiyonları fazlasıyla karmaşıktır ve tam anlamıyla bilinmesi güçtür. Bu proseste yalnızca meydana gelen ürünler (Cl_2 , ClO_2 , O_3 , $O\bullet$, $OH\bullet$, $ClOH\bullet$, H_2O_2 , O_2 , H_2 , CO_2) sayesinde hipotezler geliştirilebilmektedir. Dolaylı oksidasyonda, radikallerin yeniden yapılanması sonucunda oluşan birincil (Cl_2 ve O_2) ve ikincil (ClO_2 , O_3 , H_2O_2) oksidantlar uzun ömürlüdürler ve oksidasyon prosesinde elektrotlardan uzak alanlara doğru diffüze olmaktadır (Vlyssides ve diğ., 1999). Dolaylı oksidasyon hızı, sıcaklık, pH ve atıksu içindeki ikincil oksidantların difüzyon hızına bağlıdır (Vlyssides ve diğ., 2000).

Anodik oksidasyonda anot materyali önemli bir noktadır. Anot materyali olarak genellikle, paslanmaz çelik, Ti/RuO_2 , $Ti/Pt-Ir$, fiber karbon, MnO_2 , Pt-karbon siyahı, gözenekli karbon, camsı karbon kullanılır. Fakat bu elektrotlar istenilen düzeyde aktivite ve stabilite sağlayamazlar. Anodik oksidasyonda, $OH\bullet$, $O\bullet$ ve $ClOH\bullet$ gibi

radikallerin, oksidasyon potansiyelleri yüksektir ve ömürleri kısadır. Proses sırasında bu radikaller ya Cl_2 , O_2 , ClO_2 , O_3 ve H_2O_2 gibi diğer oksidantlara dönüşürler ya da organik bileşikler okside ederler (Vlyssides ve diğ., 2000). Anodik oksidasyon ile atıksularda kirletici etkiye sebep olan organik bileşiklerin elektrooksidasyonu, elektrokimyasal dönüşümü ve elektrokimyasal ayrıştırılması gerçekleşmektedir. Elektrokimyasal ayrıştırma sonucunda CO_2 ve H_2O çıkışı gerçekleşmektedir. Organik maddeler anodik oksidasyon ile tam anlamıyla okside olabilmektedir. Dolaylı oksidasyonda ise organik maddelerin tamamı H_2O ve CO_2 'ye dönüştürülemez. Yapılan çalışmalarda ortamın asidik olması durumunda anodik oksidasyon prosesinin yan ürünleri olarak; serbest klor, oksijen, bir miktar ozon ve kloroksitlerin oluştuğu görülmüştür (Vlyssides ve diğ., 2000).

Anodik oksidasyonda kirleticilerin oksidasyonu, yükseltgenme reaksiyonları ile direkt olarak elektrotlarda gerçekleşmektedir. Molekül ağırlığı yüksek olan organik kirleticilerin, oksidasyonunun tam anlamıyla gerçekleşebilmesi için daha fazla enerji ve elektron ihtiyacı, prosesin yatırım ve işletme maliyetini arttırmaktadır (Özgürses, 2003). Atıksu içerisindeki organik bileşiklerin anodik elektrooksidasyon hızı; anodun katalitik aktivitesi, uygulanan akım yoğunluğu ve anodun aktif noktalarındaki organik bileşiklerin difüzyon hızına bağlıdır (Vlyssides ve diğ., 2000).

Elektrokimyasal oksidasyon ayrıca aşağıdaki reaksiyonlarla elektrotlarda klor, hipokloröz asit ve hipoklorür (Rajkumar ve Kim, 2006) veya hidrojen peroksit/ozon gibi oksidanların oluşumu yoluyla (Polcaro ve diğ., 2007) dolaylı olarak da oluşabilir:



Elektroflotasyon

Diğer bir elektrokimyasal arıtım yöntemi ise elektroflotasyondur. Elektroflotasyon, bir başka elektrokimyasal proses ile kullanılıp, çoğu zaman tek başına uygulanmamaktadır. Elektrotlar ile oluşan gaz kabarcıkları kirleticileri adsorbe ederek yüzeye çıkmalarını sağlar ve böylece kirliliğin bir kısmı giderilir. Bu proses bilinen flotasyon ile benzerlik göstermekle birlikte, prosesin oluşumu gereği ilave edilmesi gereken gaz, elektroflotasyonda belli ölçüde kendiliğinden oluşmaktadır. Elektroflotasyonda elektrotlarda oluşan reaksiyonlar:



Elektroflotasyonda oluşan gaz kabarcıklarının boyutları çok küçük olmasına rağmen çok yüksek dispersiyona sahiptir. Gaz kabarcıkları proste çok önemli bir rol oynadığından, optimum yoğunluğunun belirlenmesi ve etkin parametreler üzerinde optimizasyon çalışmaları yapılması gerekmektedir. Prosesin ilerleyişinde elektrot cinsi, elektrot yüzey alanı, akım yoğunluğu ve reaktör tipi önemli parametrelerdir. Oluşan kabarcıkların hacmi ve sayısı elektroflotasyonun verimini belirler. Kabarcıkların boyutu ise akım yoğunluğuna, elektrodun cinsine ve şekline bağlıdır. Genel olarak elektroflotasyon prosesinin işletme şartlarının optimizasyonunda ise akım, elektrot tipi, pH ve sıcaklık gibi parametreler değiştirilerek sistem için optimum işletme şartlarının belirlenmesi gerekir.

Elektroflotasyonda, proses verimi üzerinde pH önemli derecede etkilidir. Oluşan kabarcıkların boyutları suyun pH'ına ve elektrot materyaline bağlıdır. Hidrojen kabarcıkları pH 7'de en küçük boyuttadır. Oksijen kabarcıkları ise pH ile birlikte artar. Katot ve anot materyalleri de hidrojen kabarcıklarının boyutlarını etkilemektedir.

Elektroflotasyon prosesinde oluşan gaz kabarcıkları, akım yoğunluğuna bağlıdır. Yüzey şartları partikül boyutunu etkilemektedir. Kabarcığın boyutunun yanı sıra, kabarcık akışı da flotasyon hücresinde bulunan gaz kabarcıklarının sayısını tanımlar ve flotasyonda farklı boyutlardaki partiküllerin geri kazanılmasında önemli rol oynar.

Gaz kabarcıklarının boyutundaki azalma, akım yoğunluğunun artması ile sonuçlanır (Burns ve diğ., 1997).

Bu proseste atıksuyun iletkenliğinin düşük olması, enerji tüketimini arttırmaktadır. Anot ve katodun aynı düzlemde olduğu farklı hücre tasarımları da bulunmaktadır. Kabarcıkların hızlı dağılımları, küçük kabarcıkların oluşması kadar önemlidir.

Proseste bazen oksijen kabarcıkları, birleşerek büyük kabarcıklar oluşturma eğilimi gösterirler bu da verimin düşmesine neden olur. Büyük kabarcıklar hem küçük kabarcıkların miktarını azaltır, hem de daha önceden oluşan flokların kırılma olasılığını artırır.

Katot ve anot aynı seviyeye getirildiği zaman, hem anot hem de katot atıksu akışı ile direk temas eder. Her iki elektrot üzerinde oluşan kabarcıklar atıksu içinde hızlı bir şekilde dağılır ve floğun üzerine bağlanır, böylece flotasyonda yüksek verim elde edilir. Konvansiyonel elektrot sisteminde, elektrotlar arasında kısa devre olma ihtimali bu aralığın küçük tutulmasını engellemektedir (Chen, 2004).

Elektrokimyasal arıtımın avantaj ve dezavantajları:

Avantajları:

- Kullanılacak araç-gereçler ve işletme parametreleri basittir.
- Atık sularda iyi derecede koku ve renk giderimi sağlanır.
- Birçok kirleticinin giderimi bir arada sağlanabilir.
- Bakım maliyeti ve iş gücü düşüktür.
- Enerji ihtiyacının düşük olmasından dolayı kolayca karşılanabilir.
- Proses yüksek sıcaklıklardan olumsuz etkilenmemektedir.
- Kimyasal madde kullanımı minimumdur.
- Elektrokoagülasyon, küçük kolloidal partiküllerin kararlı hale getirilip giderilmesinde geleneksel koagülasyona oranla daha etkilidir. Daha kararlı ve az çamur oluşmaktadır. Ekipmanların kullanımı ve işletmesi kolaydır. Kimyasal madde ilavesi gerekmez, yüksek kirletici konsantrasyonlarında eklense dahi minimum düzeydedir, bu sebepten ikincil bir kirlilik söz konusu olmaz. Etkin verimi ve kolay işletme şartları sayesinde elektrokimyasal arıtım yöntemleri içerisinde en yaygın

kullanım alanı bulan yöntem elektrokoagülasyondur. Elektrokoagülasyonda oluşan flok formları kimyasal floklara benzemesine karşın kimyasal floklardan daha kararlı ve daha büyüktür. Bunun yanı sıra bu flokların filtrasyonla ayrılması daha kolaydır. Elektrokoagülasyon sonucunda ortaya çıkan çamur formu çoğunlukla metal hidroksitleri içerir ve toplam çözünmüş katı muhtevası kimyasal arıtmaya oranla daha düşüktür. Küçük kolloidal partiküllere karşı kimyasal arıtmaya göre daha etkilidir. Çöktürme işlemi nötralizasyon esasına göre olmaktadır.

- Elektrooksidasyon arıtım yöntemleriyle birçok kirletici bir arada giderilebilir. Enerji ihtiyacının düşük olmasından dolayı gerekli olan enerji kolaylıkla karşılanabilir. Elektrooksidasyon neticesinde oluşan anodik klor vb. diğer ürünler, dezenfektan etkisi sağlar.
- Elektroflotasyon mekanizmasında elektroliz süresi boyunca gaz kabarcıkları kirleticileri taşır ve çok küçük kirletici konsantrasyonlarını dahi giderir. Elektroflotasyonda kabarcık sayısı ve boyutu akım yoğunluğu ile kontrol edilebilir.

Dezavantajları:

- Atık su içerisindeki çözünmüş maddelerin oksidasyonu sonucunda elektrot oksitlenmesi gerçekleşebilir.
- Enerji ihtiyacının çok düşük olması sebebiyle maliyet yüksek değildir, fakat birçok yerde elektrik maliyetleri yüksektir.
- Atıksuda bulunan süspanse maddelerin iletkenliğinin yüksek olması gerekmektedir.

Elektrokimyasal Arıtmada Önemli İşletme Şartları

Elektrokimyasal arıtmada verim, çözelti ortamının kimyasına ve iletkenliğine bağlıdır. Bunların yanı sıra pH, partikül büyüklüğü, elektrot tipi, reaksiyon süresi, etkin elektrot yüzey alanı belirleyici parametreler arasındadır.

Elektrot Tipi: Elektrot tipi seçimi sonucu etkileyen en önemli parametrelerin başında gelmektedir. Elektrokimyasal arıtımın türünü ve kirletici giderim verimini direct olarak etkiler. Farklı prosesler için farklı oluşumlar gerçekleştiği için elektrot tipi büyük önem taşımaktadır. Örneğin, elektrokoagülasyon yönteminde tercih edilen elektrotlar akım etkisiyle ortamda çözünürken, elektrooksidasyon prosesinde elektrotlar OH radikallerinin oluşumunu sağlayıp, çözünmezler. Elektrokoagülasyon

prosesinde demir ve alüminyum elektrotlar yaygın olarak kullanılırken elektrooksidasyonda bu elektrotların yerine, titan, platin, rutenyum vb. tükenmeyen elektrotlar kullanılmaktadır.

Her elektrot tipi her atıksu için verimli sonuçlar vermeyebilir. Bir çalışmada Al-Al, Fe-Fe, Al-Fe, Ti-Al, Ti-Fe elektrot çiftleri ile çalışılmıştır. Yapılan incelemelerde KOİ bazında en iyi sonucu %88,4'lük giderim verimi ile Al-Al elektrot çifti sağlamıştır. Daha sonra %75,4 ile Fe-Al elektrot çifti gelirken diğer elektrot çiftleri ile KOİ bazında daha düşük verimler elde edilebilmiştir (Lai ve Lin, 2003).

Elektrotların Yerleşimi: Elektrot tipi seçimi kadar önemli olan diğer bir unsur elektrotların reaktör içerisindeki yerleşimidir. Monopolar ve bipolar elektrotlar kullanılarak seri ya da paralel bağlanma şekilleri ile farklı giderim verimleri elde edilebilmektedir. Elektrotlar bir katot ve bir anottan meydana gelmesine karşın dizaynları çok farklı olabilmektedir.

Daneshvar ve diğ., (2004) yaptığı çalışmada, sentetik atık su kullanarak elektrokoagülasyon yöntemi ile renk giderimi için farklı elektrot bağlantılarının verimliliğini araştırmışlardır. Seri ve paralel bağlantılarda monopolar elektrotların bipolar elektrotlara göre etkinliği basit bir elektrokimyasal hücre kullanılarak karşılaştırılmıştır. Bunun sonucunda monopolar elektrotlara sahip EC hücresinin, bipolar elektrotlara göre daha yüksek bir renk giderim verimi sağladığı belirlenmiştir.

Akım Yoğunluğu: Akım yoğunluğunun optimize edilmesi elektrokimyasal arıtım yöntemi için önemi büyük olan bir parametredir. Akım yoğunluğu gereğinden fazla uygulandığında maliyeti arttıracak gibi, elektrokoagülasyon yönteminin uygulanması halinde akım yoğunluğu artışına paralel olarak çamur oluşum miktarı da artacaktır. Arıtım çalışmalarında akım yoğunluğu ile arıtım süresi yakından ilişkilidir. Akım yoğunluğu yüksek olduğunda istenilen verimin elde edilmesi için gereken arıtım süresinin kısaldığı bilinmektedir.

2V ile 15 V arasında farklı elektriksel gerilimler uygulanarak sızıntı suyu ile yapılan bir çalışmada KOİ giderim verimleri incelenmiştir. Yapılan incelemenin sonucunda elektriksel gerilim kuvvetinin artmasıyla eş sürelerde KOİ giderim verimlerinin de arttığı gözlemlenmiştir (Tsai ve diğ., 1997).

pH: Elektrolitik reaksiyonların işleyişini direkt olarak etkileyen çok önemli bir parametredir. Elektrooksidasyon için hidroksil radikallerinin oluşumu ve elektrokoagülasyon için metal hidroksitlerin oluşumunda pH birinci dereceden etkilidir. Belli pH değerleri dışında koagülant oluşumu gerçekleşmez, hidroksil radikallerinin oluşum oranı da azalır. Proses seçimi arıtım sırasında pH değeri değişimini de etkilemektedir. Elektrooksidasyon baskın olduğunda, pH zamanla düşüş eğilimindeyken, elektrokoagülasyon uygulamalarında pH giderek artmaktadır. Giderim verimleri başlangıç pH'ına bağlı olduğu kadar son durumdaki pH değerlerine de bağlıdır (Casillas ve diğ., 2007).

Elektrokoagülasyon yöntemi ile zeytinyağı atıksuyunun arıtıldığı bir çalışmada demir ve alüminyum anotlar kullanılarak, farklı başlangıç pH değerlerinde çalışılıp optimum pH değerleri belirlenmiştir. Başlangıç pH'ları 4,6, 6,7 ve 9 olarak belirlenen numunelerde demir anotlar için en yüksek verim pH 9'da elde edilirken, alüminyum anotlar için en yüksek verim pH 6 seviyelerinde elde edilmiştir (İnan ve diğ., 2004). Başka bir arıtım çalışmasında, demir elektrot kullanıldığında farklı pH değerlerinde giderim verimi çok fazla değişim göstermezken, alüminyum elektrot için optimum pH değeri 2 olarak elde edilmiş, pH değeri arttıkça KOİ giderim veriminin giderek düştüğü gözlemlenmiştir. Alüminyum elektrotlar ile pH 2'de %93'lük bir KOİ giderimi elde edilirken atıksuyun orijinal pH'sında (6,7) giderim verimi %70'lerde kalmıştır (Koby ve diğ., 2006).

Bir başka çalışmada ise tekstil atıksuyu arıtımında KOİ giderim verimi pH'ın 6'dan küçük olduğu durumda %65 seviyelerindeyken, pH'ın 6'nın üzerinde olması halinde verim %50'lerde seyretmiştir (Can ve diğ.,2006).

Arıtım Süresi: Arıtım proseslerinin tümünde olduğu gibi elektrokimyasal arıtım teknolojilerinde de arıtım süresi önemli bir parametredir. Uygulanacak olan arıtım çalışmalarında reaksiyon süresinin optimizasyonu şarttır. Arıtım süresi gereğinden daha kısa tutulduğunda istenilen verim elde edilemeyeceği gibi arıtım süresinin çok uzun olması halinde hem maliyet açısından hem de köpük ve çamur oluşumu açısından işletme problemlerine sebep olacaktır.

Çeşitli karakterizasyona sahip atıksularının arıtım süresi çok farklı olabilir. Yapılan bir çalışmada bir battaniye fabrikası atıksuyundan organik kirletici ve renk giderimi

açısından çeşitli işletme şartlarının etkisi belirlenmeye çalışılmıştır. İletkenliği yeterli olmadığı için NaCl ilave edilen bu çalışmada 5 dakikalık bir arıtım süresinde 60-80 A/m² akım yoğunluğunda, %75'lik bir KOİ giderimi ve %99'luk bir renk giderimi elde edilmiştir (Daneshvar ve diğ., 2006).

İletkenlik: Elektrokimyasal proses yöntemiyle atıksu arıtımında çözeltinin iletkenliği önemli bir parametredir. Elektrokimyasal prosesler elektrot yüzeyinden çözeltiye ve çözelti içinde heterojen iyon transfer reaksiyonlarına dayanmaktadır (Öğütveren ve Koparal, 1992). İletkenliğin etkisinin araştırıldığı çalışmalarda çözelti iletkenliğindeki artışın elektrotlar arası potansiyel düşüşüne neden olduğu görülmüştür. İletkenlik artışıyla verimin düşüşü potansiyel farkın azalması sonucu anodik oksidasyonun azalmasından kaynaklıdır.

Elektrokimyasal arıtım proseslerinde atıksudaki mevcut iletkenliğin yeterli olmadığı durumlarda optimum iletkenlik için çeşitli destek elektrolitler kullanılmaktadır. Bunlardan başlıcaları; Na₂SO₄, NaNO₃, NaCl, BaCl₂, KI, KCl gibi elektrolitlerdir. Destekleyici elektrolit tiplerini karşılaştırırken, NaCl Na₂SO₄'den daha avantajlıdır, ancak NaCl için organo-klorür yan ürünlerinin oluşma riskinin arttığı unutulmamalıdır (Yıldız ve diğ., 2007).

1.3. Konu İle İlgili Literatür Çalışması

1.3.1. Elektrokimyasal yöntemler ile ilgili yapılmış çalışmalar

Öztürk ve diğerlerinin (2007) titanyum elektrot kullanarak yaptığı çalışmada 20 ms/cm iletkenlikte, pH 8,5-9,5 elektriksel potansiyel fark 15V olarak ayarlandığında 30 dakikada %83 KOİ giderim verimi sağlanmıştır.

Yu ve diğerleri'nin yaptığı çalışmada (2020) yaptığı çalışmada, üç boyutlu bir elektrot oluşturmak için katot ve anot arasında asılı tutulan Fe/C granülleri kullanılarak bir parçacık elektrodu geliştirilmiştir. Sızıntı suyu arıtımında üç boyutlu elektrot sodyum persülfat ile aktifleştirilmiştir. Üç boyutlu elektrot ile optimize edilmiş koşullarda KOİ'nin %72,9 giderimi ve amonyak azotunun %99,9 giderimi sağlanarak, depolama sahası sızıntı suyunun berrak ve şeffaf olması sağlanmıştır. Toplam organik karbon, nitrit ve nitrat konsantrasyonlarındaki değişiklikler, çoğu

organik kirlilik ve amonyak azotunun CO₂ ve N₂'ye dönüştüğünü göstermiştir. Bu çalışma, refrakter organik kirleticilerin arıtılması için alternatif bir teknoloji sunmaktadır.

Hui ve arkadaşlarının yaptığı çalışmada (2019), anot olarak TiO₂ nanopartikülleri ile kaplanmış düz levha karbon membrandan oluşan üç kademeli sabit yataklı elektrokimyasal reaktör (FBER) tasarlanmış ve biyolojik olarak işlem görmüş depolama sahası sızıntı sularının arıtılmasında kullanılmıştır. KOİ, NH₄⁺-N ve TN giderim oranları, 12 dakikalık ve 2.0 V optimum çalışma koşulları altında üç aşamalı FBER ile sırasıyla %82,0, %86,5 ve %76,3'e kadar elde edilmiştir. Renk giderim oranı %93,4'e kadar çıkmıştır. Özetle, FBER, konsantre çözelti olmadan depolama sahası sızıntı suyu arıtımında büyük bir uygulama potansiyeli sergilemektedir.

Dia ve diğerlerinin yaptığı bu çalışmada (2018), düzenli depolama sahası sızıntı suyu arıtımında anot saf alüminyumdan, katot ise paslanmaz çelikten oluşan elektrokoagülasyon (EC)/biyofiltrasyon (BF) hibrit prosesleri kullanılmıştır. EC süreci, başlangıçtaki toplam KOİ'nin %37±2'sini giderebilmiştir. Organik bileşiklerin bir kısmı, EC'nin çözünmeyen KOİ ve hümik asitleri uzaklaştırmak için özellikle etkili olduğunu göstermiştir. BF işlemi ile müteakip arıtma, amonyak kirliliğinin tamamen giderilmesini (>99% NH₄ giderimi) ve çözünmüş organik bileşiklerin (42±7% KOİ giderimi) kısmen giderilmesini sağlamıştır. Hibrit proses EC/BF, birçok refrakter atıksudan (olgun depolama sahası sızıntı suları, endüstriyel ve belediye atık suları) organik ve inorganik kirleticileri giderebilen bir işlemin temelini oluşturabilir.

Dia ve diğ. (2016), düzenli depolama sızıntı suyu arıtımı için biyofiltrasyon (BF) ve elektrokoagülasyon (EC) süreçlerinin bir kombinasyonunu kullanmışlardır. BF işlemi, %94 amonyak, %94 BOİ₅, %95 bulanıklık, >%98 fosfor giderimi sağlamış, fakat etkili bir KOİ giderimi (≈%13) gerçekleşmemiştir. Daha sonra, magnezyum esaslı anot kullanılan EC işlemi uygulanmıştır. KOİ giderimi % 53'e ulaşırken, renk giderimi %85 olarak elde edilmiştir.

Ghanbari ve arkadaşlarının (2020) yaptığı çalışmada, çöp sızıntı suyunun arıtımı için elektrokoagülasyon (EC), elektrooksidasyon (EO) ve peroksimonosülfat (PMS)/UV/CuFe₂O₄ (sülfat radikal bazlı gelişmiş oksidasyon işlemi, SR-AOP)

prosesleri uygunlanmıştır. EC prosesi için Al ve Fe elektrotları ve EO prosesi için Pt, PbO₂ ve grafit kullanılmıştır. Sonuçlar, Fe ve PbO₂'nin, sırasıyla EC ve EO için diğer elektrotlardan daha verimli olduğunu göstermiştir. EC, EO ve SR-AOP için KOİ giderim verimleri sırasıyla %60, %50 ve %77,9'a yükselmiştir. Ardışık işlem için KOİ giderim verimi %95,6 elde edilmiştir. Sonuçlar, önerilen proseslerin KOİ gideriminin iyileştirilmesi için etkili olduğunu ve düzenli depolama sahalarındaki sızıntı suları için kabul edilebilir bir arıtım yöntemi olduğunu doğrulamıştır.

Veli ve diğerlerinin yaptığı çalışmada (2016), hastane atıksuyunun paslanmaz çelik elektrot kullanılarak elektrooksidasyon prosesi ile arıtımında pH= 7,81'de % 99 TOK giderimi sağlanmıştır. Ayrıca, sonuçların atıksuyun kendi pH'ında arıtımının sağlanması ilave kimyasal kullanılmamasını sağlamaktadır.

Deng ve Englehardt yaptığı çalışmada (2007), uygun koşullar altında, elektrokimyasal oksidasyonun sızıntı suyundan organik kirletici maddeleri, amonyak ve rengi önemli ölçüde giderebildiğini göstermiştir.

Anglada ve diğerlerinin yaptığı çalışmada (2011), nitrat anyonları ve klorlu organik bileşikler gibi istenmeyen oksidasyon yan ürünlerinin oluşumu tespit edilmiştir. Bu nedenle, özellikle klorlu organiklerin oksidasyon yan ürünlerinin türlenmesini ve bunların oluşumunu etkileyen ana faktörlerin belirlenmesi gerekmektedir.

Yıldız ve diğerleri (2007), farklı destek elektrolit solüsyonlarının NOM (doğal organik madde) giderimine etkisi incelenmiştir. Bu araştırmada sentetik olarak hazırlanmış, yüksek konsantrasyonda hümit maddeler içeren atık suyun elektrokoagülasyon ile muamele edilebilirliği değerlendirilmiş ve sistem üzerindeki etkin parametreler belirlenmiştir. Destekleyici elektrolit olarak Na₂SO₄, NaNO₃ ve NaCl incelenmiş ve NaNO₃ ile yapılan deneylerde flok oluşumu gözlenmemiştir. Diğer destekleyici elektrolit tiplerini karşılaştırırken, NaCl, Na₂SO₄'den daha avantajlıdır, ancak NaCl için organo-klorür yan ürünlerinin oluşma riskini arttırdığı unutulmamalıdır. Na₂SO₄ destekleyici elektrolit olarak kullanıldığında daha çok koagülant maddenin ortam üzerine iletilmesi ile giderim veriminin arttığı tespit edilmiştir.

Fu ve diğ., yaptığı çalışmada (2007), fulvik asit parçalanması için bir fotoreaktörde anot olarak Ti/TiO₂, katot olarak ise bakır plaka elektrodunun fotoelektrokatalitik oksidasyonu üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Proses parametrelerinin optimum değerleri altında, fulvik asidin %57,06'lık giderimi elde edilmiştir.

1.3.2.Adsorpsiyon yöntemi ile ilgili yapılan çalışmalar

Yu ve diğerlerinin yaptığı çalışmada (2017), yeraltı suyundan arsenat ve arsenitin uzaklaştırılması için yeni bir seryum oksit modifiye aktif karbon geliştirilmiştir. XPS (X-Ray Fotoelektron Spektroskopisi) analizine dayanarak, adsorban üzerindeki seryum elementinin yaklaşık %90'ı, As (III) 'ün oksidasyonuna yol açan Ce (IV) olduğu görülmüştür. As (III) kısmen As (V) 'ye oksitlenmiş ve sonra adsorban üzerine adsorbe edilmiştir. Adsorpsiyondan sonra As(III)'ün %66,81'inin As (V)'ye oksitlendiği bulunmuştur. Adsorban üzerindeki hidroksil grupları, ligand değiştirme mekanizması yoluyla arsenik gideriminde önemli bir rol oynamıştır. Hazırlanan adsorban, arsenitin sudan eşzamanlı olarak uzaklaştırılması ve oksidasyonu, doğal suyun ve yeraltı suyunun arsenik dekontaminasyonu üzerindeki spesifik potansiyelini gösterebilir.

Zhang ve diğ., yaptığı bu çalışmada (2016), Ce (III) –Ce (IV) karışık oksitleri modifiye edilmiş kitosan nanopartiküllerini sentezleyerek Ce-CNB (seryum modifiye kitosanın nanobiyosorbenti) kompoziti elde edilmiş olup ve sulu çözeltilerden As (III) 'ün adsorpsiyonu ve oksidasyonu için bir adsorban olarak kullanılmıştır. As (III) 'ün Ce-CNB üzerindeki maksimum adsorpsiyon kapasiteleri 57,5 mg/g'a ulaşabilir, bu da bildirilen diğer adsorbanlardan daha yüksek olduğunu göstermiştir. Bu sonuçlar, yeni nanokompozitin, As(III)'ün kirli sudan uzaklaştırılması için potansiyel olarak verimli ve iyi yenilenebilir bir adsorban olarak kullanılabileceğini düşündürmektedir.

Tözüm ve Sevindir'in yaptığı çalışmada (2010), zeytin endüstrisi atıksuyu kullanılmıştır. Yüksek KOİ değerine sahip zeytin endüstrisi atıksularından, KOİ giderimi ham pomza taşı kullanılarak araştırılmıştır. Organik madde adsorpsiyonu, temas süresinin ve sıcaklık değerinin artmasıyla artmış, kullanılan adsorbent miktarının artmasıyla azalmıştır. 5 saatlik temas süresinde ham pomza maksimum adsorpsiyon kapasitesine ulaşmıştır. Tanecik boyutu küçük olan pomzada, tanecik

boyutu büyük olan pomzaya göre daha yüksek bir giderim verimi sağlanmıştır. Küçük ve büyük partikül boyutu için, 15 dakikalık temas süresi boyunca KOİ giderim verimleri sırasıyla %80 ve %70 olarak bulunmuştur.

Pitakpoolsil ve Hunsom (2013), biyodizel atıksuyundan kirletici gideriminde adsorban olarak kitosan kullanımını araştırmışlardır. Elde edilen optimum şartlarda (3 saat adsorbsiyon süresi, başlangıç atıksu pH'ı 4, 3.5 g/l kitosan dozajı ve 300 rpm karıştırma hızı) BOİ, KOİ ve yağ gres adsorpsiyon kapasitesi sırasıyla 236, 4503 ve 140 mg/g olarak belirlenmiştir. BOİ, KOİ ve yağ greste adsorpsiyonla giderim yüzdeleri sırasıyla %76, 90 ve 67 olarak bulunmuştur.



2. MATERYAL VE METOT

2.1. Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu

Bu çalışmada kullanılan atıksu, Kocaeli İli deponi alanı arıtma tesisi dengeleme havuzu çıkışından alınan çöp sızıntı suyudur. Çalışılan ham atıksu farklı zamanlarda alınarak, karakterizasyonu Tablo 2.1’de verilmiştir.

Tablo 2.1. Atıksuyun karakterizasyonu

Parametre	Aralık	Ortalama
pH	7,32-8,27	7,6
İletkenlik (μ s)	3,4-25,9	12,62
Renk (455 nm)(Pt-Co)	3850-5950	5291
KOİ (mg/l)	7049-7246	7150
Cl ⁻ (mg/l)	3725-4590	4029
Toplam Demir	6,0-12,25	9,68
Fe ⁺³ (mg/l)	0,26-10,12	6,31
SO ₄ ⁻² (mg/l)	349-820	553

2.2. Kullanılan Kimyasallar

Elektrooksidasyon yönteminde, elektroliz işleminden önce, paslanmaz çelik elektrot yüzeyi, Merck marka %37’lik HCl’den hazırlanan hacimce %1’lik HCl çözeltisi içerisinde, 8 saat süreyle bekletilerek temizlendi. Elektrooksidasyon işlemi sırasında elektriksel iletkenliği sağlamak için katı formda susuz Na₂SO₄ (Merck) kullanıldı. pH ayarlamaları 1 N H₂SO₄ (Merck-%95-97) ve 1 N NaOH (Merck-pellet) çözeltileri kullanılarak yapıldı.

Adsorpsiyon çalışmasında kil (Çankırı bentoniti), kitosan (Sigma Aldrich), zeolit (Aqua-Multolite), CeO₂/PANI ve ZnO/PANI olmak üzere beş farklı adsorbent

kullanıldı. Bu malzemelerden kil, kitosan ve zeolit ticari olarak satın alınarak temin edilirken (Nokta Tıp Cihaz ve Malzemeleri San. Tic. Ltd. Şti.), CeO₂/PANI ve ZnO/PANI kompozitleri laboratuvarında sentezlendi.

2.3. Analitik Prosedür

Deneyisel çalışmada renk parametresi analizleri spektrofotometrik metot ile gerçekleştirildi. Renk tayininde Hach Lange DR 5000 marka spektrofotometre kullanıldı. pH tayininde Thermo Orion Star A111 marka pH metre cihazı ve sıvının katıdan ayrılması Nüve NF 615 marka santrifüj cihazı ile çalışıldı. İletkenlik parametresi ise Lovibond Senso Direct Con200 cihazı ile ölçüldü.

KOİ analizlerinde ise numuneler Spectroquant TR 420 marka termoreaktörde 148°C sıcaklıkta 120 dakika boyunca ısıtılıp, oda sıcaklığına geldiğinde okumaları yapıldı.

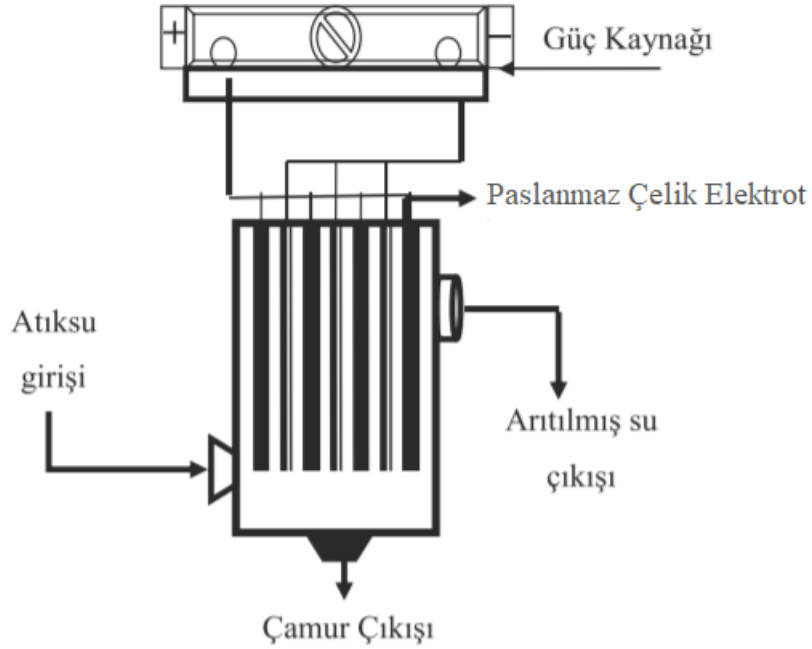
2.4. Elektrooksidasyon Prosesin Sızıntı Suyu Arıtımına Uygulanması

Deneyisel çalışmalar 2 L hacimli laboratuvar ölçekli elektrooksidasyon reaktöründe gerçekleştirildi. Reaktörde kullanılan paslanmaz çelik elektrot plakaları, 7 adet anot ve 7 adet katot olmak üzere paralel bağlanmıştır. 14 adet paralel levhadan oluşan bu elektrotların her biri 11cm x 16cm boyutundadır. Bu çalışmada kullanılan paslanmaz çelik elektrodu demir (%70,73), krom (%18,45), nikel (%7,85) ve diğer eser elementler (%2,97) içeren bir Fe-Cr alaşımıdır. Elektrooksidasyon düzeneğinin özellikleri Tablo 2.2.'de verilmiştir.

Tablo 2.2. Elektrooksidasyon düzeneğinin özellikleri

Genel Özellikler	
<i>Elektrooksidasyon reaktörü</i>	
Akış türü	Kesikli
Boyut (cm x cm x cm)	15 x 15 x 15
Sıvı hacmi (L)	2
<i>Elektrot (paslanmaz çelik)</i>	
Kalınlık (mm)	2
Plaka sayısı (adet)	14
Plaka yüzey alanı (cm x cm)	11 x 16

Akım ve voltaj kontrolü Mersan MR12 (24V;50A) model güç kaynağı yardımıyla elektrotlara direkt akım sağlandı. Elektrooksidasyon reaktörünün şematik görünümü Şekil 2.1.'de verilmiştir.



Şekil 2.1. Deney düzeneğinin şematik diyagramı

EO prosesi ile yapılan tüm deneylerde sızıntı suyu %50 seyreltilerek reaktöre aktarıldı. Çalışılacak akım değeri güç kaynağından ayarlanarak anot ve katot uçlar elektrotlara bağlandı. Deneyler oda sıcaklığında ($22 \pm 1^\circ\text{C}$) yapıldı. Deney sonrası belirli sürelerde reaktörden alınan numuneler sırasıyla kaba filtre kağıdından geçirildi ve KOİ analizi yapıldı. Santrifüj ve $0,45 \mu\text{m}$ boyutundaki filtre kağıdından geçirildikten sonra ise renk analizi yapıldı.

Elektrooksidasyon işleminden sonra renk ve KOİ giderim verimleri aşağıdaki formül kullanılarak hesaplandı:

$$\text{Giderim Verimi (\%)} = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \quad (2.1)$$

Burada C_0 ve C sırasıyla, elektrooksidasyondan önce ve sonra okunan ilgili parametrenin başlangıç ve sonraki konsantrasyon değerleridir.

2.5. Elektrokoksiasyon Sonrası Adsorpsiyon Prosesi ile Arıtım İyileştirme Çalışmaları

Elektrokoksiasyon prosesinden çıkan atıksu ardışık olarak adsorpsiyon prosesine tabi tutuldu. Çalışmada adsorbent olarak kil, kitosan, zeolit, CeO₂/PANI ve ZnO/PANI kullanıldı. Oda sıcaklığında (22±1°C) kesikli reaktör ile çalışıldı. Erlenlere 100'er ml numune alınarak, 0,5 gram adsorbentler eklendi. Hazırlanan numuneler, ağızları kapatılarak 2 saat süreyle ve 150 rpm karıştırma hızında çalkalanmaya bırakıldı. NÜVE ST 30 marka çalkalamalı su banyosundan alınan numuneler kaba filtre kağıdından geçirildi ve termoreaktörde 148°C sıcaklıkta 120 dakika boyunca ısıtılıp, oda sıcaklığına geldiğinde KOİ deneyleri yapıldı.

2.6. Adsorpsiyon Prosesinde Kullanılan Adsorbentlerin Özellikleri

2.6.1. Kil

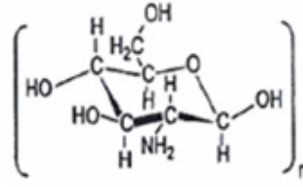
Çalışmada kullanılan kilin (Çankırı bentoniti) kimyasal özellikleri Tablo 2.3.'te verilmiştir.

Tablo 2.3. Çankırı bentonitinin kimyasal bileşimi

Bileşenler	Miktar, %
SiO ₂	63,55
Al ₂ O ₃	16,55
Fe ₂ O ₃	5,45
CaO	1,74
MgO	2,53
Na ₂ O	2,00
K ₂ O	0,89
TiO ₂	0,72

2.6.2. Kitosan

Kitin hammaddesinde doğal bir polimer olan kitosanın, adı; Poli (beta-(14)-2-amino-2- deoksi-D-gluko glukozamin, kimyasal yapısı (C₆H₁₁NO₄)_n şeklindedir. Kitosanın kimyasal yapısı Şekil 2.2.'de gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Kitosanın kimyasal yapısı

2.6.3. Zeolit

Adsorpsiyon deneylerinde kullanılan Zeolit (Aqua-Multalite) 4-16 mesh boyutunda olup, özellikleri Tablo 2.4.'te verilmiştir.

Tablo 2.4. Aqua-Multalite'nin kimyasal bileşimi

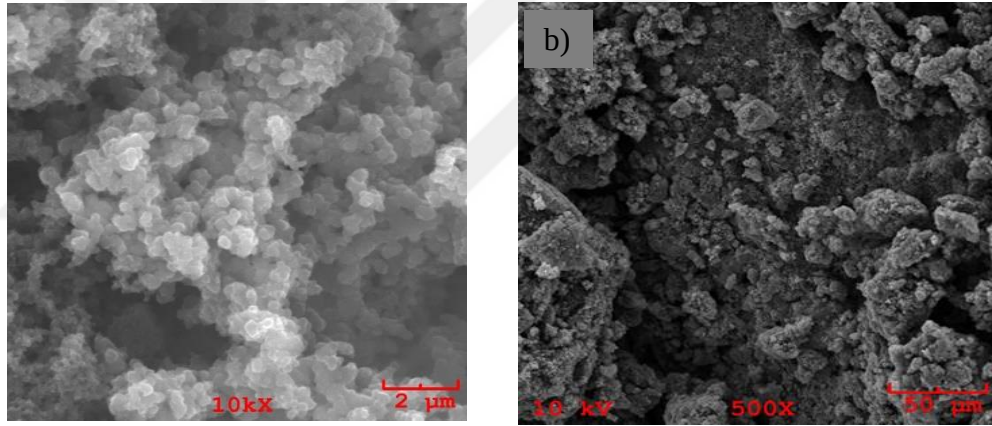
Bileşenler	Ağırlık, %
SiO ₂	66
Al ₂ O ₃	11-13
Fe ₂ O ₃	0,5-1,1
CaO	1,3-1,6
MgO	0,35-0,60
Na ₂ O	3,3-4,3
K ₂ O	1,8-2,3
H ₂ O	13-14

2.6.4. CeO₂/PANI ve ZnO/PANI kompozitlerin sentezlenmesi

Polianilin destekli nano-metal oksitler olan CeO₂/PANI ve ZnO/PANI kompozitleri hazırlanırken anilinin polimerizasyonu asidik ortamda ve oksidant olarak amonyum peroksidisülfat (APS) ((NH₄)₂S₂O₈) ile gerçekleştirilmiştir. Buna göre belli miktardaki nano-metal oksit (CeO₂/PANI için 0,5 g CeO₂ ve ZnO/PANI için 1 g ZnO) tozları 70 mL 2 M HCl çözeltisi içinde 15 dakika oda sıcaklığında berrak homojen bir dispersiyon olana kadar karıştırılmıştır. Daha sonra bu dispersiyona 1 mL anilin monomeri (0,2 M) yavaşça damla damla sabit bir karıştırma hızı ile eklenmiştir. Bu işlemten sonra oluşan karışım, anilinin nano-metal oksitlere adsorplanmasını sağlamak için 1 saat boyunca ultrasonik banyoda (Bandelin Sonorex 156) tutulmuştur ve ardından 2 saat boyunca manyetik karıştırıcıda oda sıcaklığında

kariştırılmıştır. Ayrı bir beherde 2,5 g APS oksidant olarak 20 mL deiyonize su içinde çözünerek, manyetik kariştırıcıdaki anilin-metal oksit karişımına damla damla eklenmiştir. Bu zelti tam polimerizasyonun sağlanması amacıyla 5 saat boyunca sürekli olarak kariştırılmıştır. Sentezin son aşamasında elde edilen yeşil renkli malzeme filtreden geçirilmiş ve filtrat renksiz hale gelene kadar sırasıyla 2 M HCl, distile su ve etanol ile yıkanmıştır. Filtreden geçirilen malzeme 60°C’de vakum altında 24 saat boyunca kurutulmuştur. Son işlem olarak kurutulan malzeme agat havanda dövülerek ince toz şeklinde homojen hale getirilmiştir (Budak, 2018).

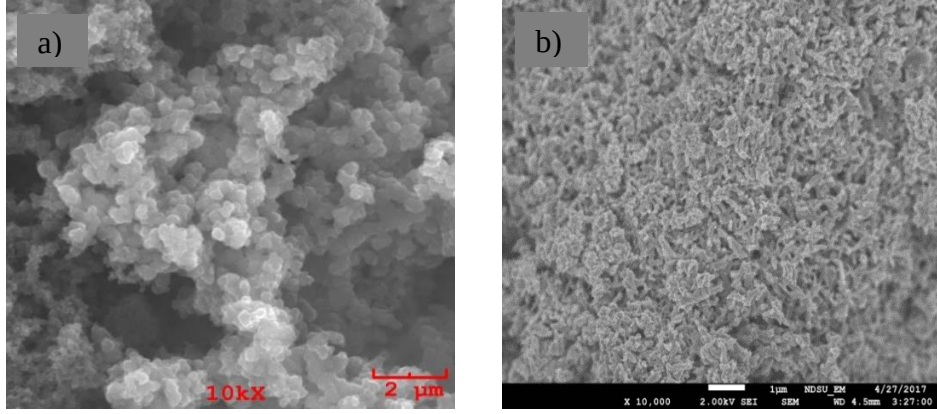
Laboratuvarıda sentezlenen saf PANI ve CeO₂ gibi inorganik metal oksit nano partikülleri 0,5 gr CeO₂ içeren toz PANI kompozitin morfolojik yapısı taramalı elektron mikroskobu (SEM) kullanılarak karakterize edilmiş ve şekil 2.3.’te verilmiştir.



şekil 2.3. SEM Görüntüleri: a)Saf PANI .b)CeO₂/PANI (0,5 g)

Saf PANI küresel bir yapıya sahipken, CeO₂/PANI nano kompozitinin SEM görüntüsünde, CeO₂ nanoparçacıklarının hafif aglomerasyon ile düzgün dağılım sergilediği ve kompozit yüzey alanını arttırdığı şekil 2.3.’te görülmektedir (Budak, 2018).

Sentezlenen ZnO/PANI polimerik nanokompozitin SEM görüntüleri ise şekil 2.4.’te verilmiştir.



Şekil 2.4. SEM görüntüleri:a)Saf PANI b)PANI-ZnO (1 g)

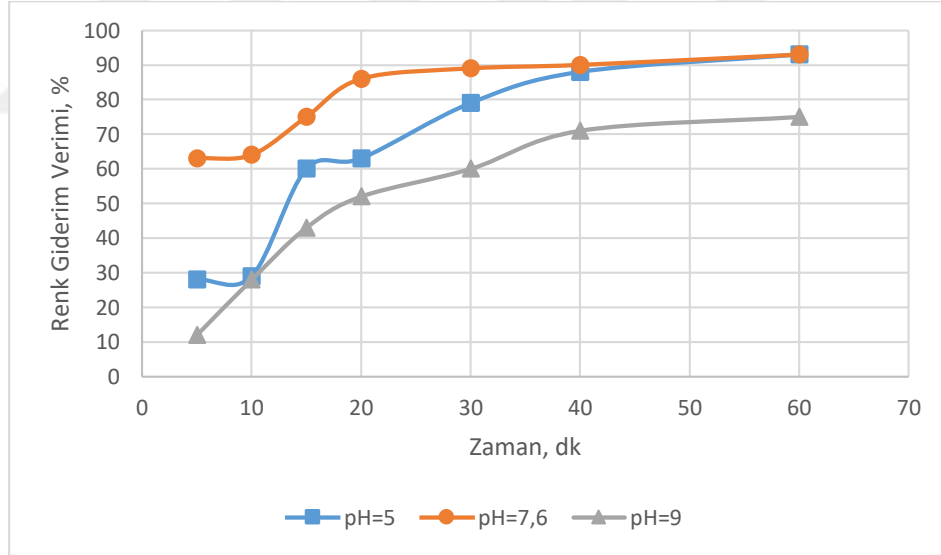
Şekil 2.4a’da PANI nanokompozitlerinin küresel yapısı görülmektedir ve homojen bir dağılım göstermektedir. Polimerik kompozite nano ZnO ilavesiyle metal oksit partikülleri kompozit yapısına girerek, bazı bölgelerde az da olsa kümeleşmeler, oluşturmuştur. ZnO nanopartiküllerinin polimerik yüzeydeki çubuksu yapısı da polimerik malzeme üzerinde Şekil 2.4b’de görülmektedir (Budak, 2018).

3. DENEYSEL ÇALIŞMA VE TARTIŞMA

3.1. Elektrooksidasyon İle Arıtım Prosesine Ait Bulgular

3.1.1. pH'ın etkisi

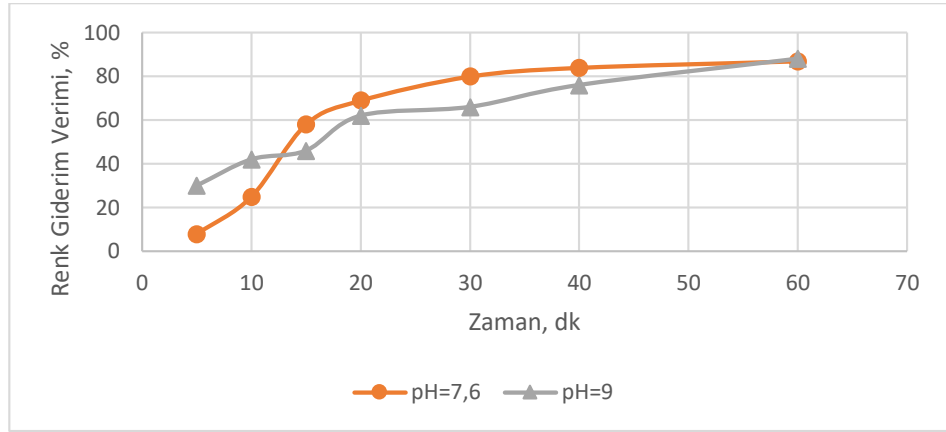
EO prosesinde en önemli proses değişkenlerinden biri pH değeridir. Bu çalışmada sızıntı suyunun pH=7,6 (orijinal), pH=5 ve pH=9 değerleri için deneyler yapılmıştır. Atıksuyun kendi iletkenliğinde (12,62 μ s), 60 dak. reaksiyon süresinde ve iki ayrı akım yoğunluğunda (2,84 mA/cm²; 4,06 mA/cm²) deneyler yürütülmüştür. Farklı sürelerde alınan numunelerde renk ve KOİ tayini yapılmış olup, zamana karşı elde edilen sonuçlar renk tayini için Şekil 3.1. ve 3.2.'de , KOİ tayini için ise Şekil 3.3 ve 3.4 'de verilmiştir.



Şekil 3.1. pH'ın renk giderim verimi üzerine etkisi

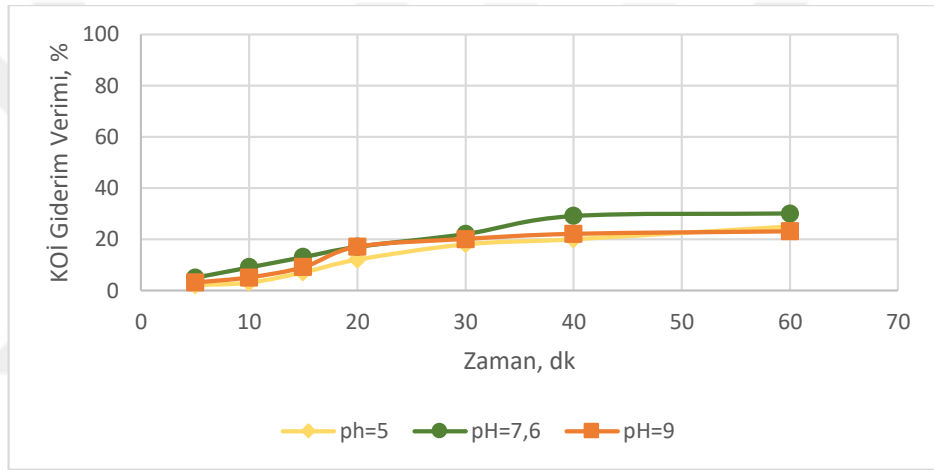
(Reaksiyon şartları: Akım yoğunluğu=4,06 mA/cm², iletkenlik=12,62 μ s, reaksiyon süresi=60 dak.)

Şekil 3.1'den görüldüğü gibi paslanmaz çelik elektrotların kullanıldığı EO prosesinde 4,06 mA/cm² akım yoğunluğunda 40 dakikalık reaksiyon süresinde %90 renk giderimi pH=7,6'da 40 dakikada, 2,84 mA/cm² akım yoğunluğunda ise %84 renk giderimine ulaşılmıştır.



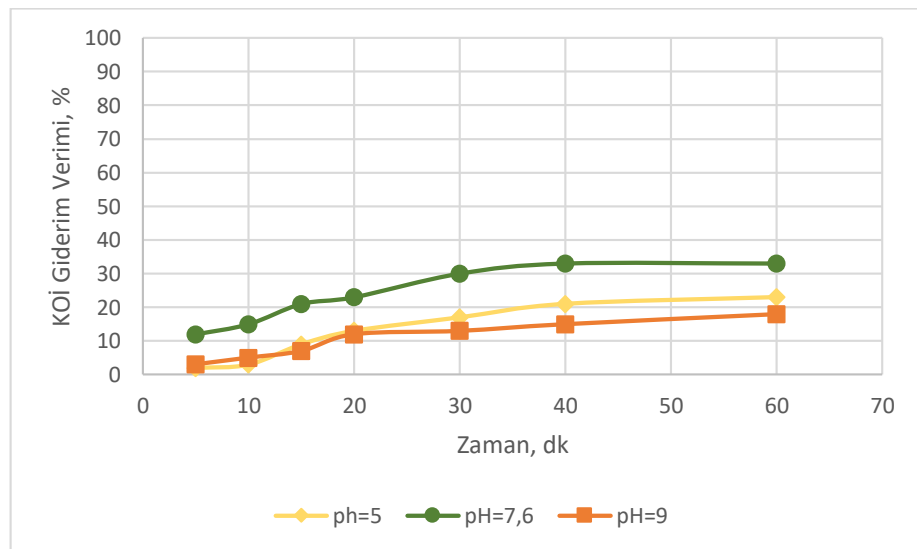
Şekil 3.2. pH'ın renk giderim verimi üzerine etkisi

(Reaksiyon şartları: Akım yoğunluğu=2,84 mA/cm², iletkenlik=12,62 µs, reaksiyon süresi=60 dak.)



Şekil 3.3. pH'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi

(Reaksiyon şartları: Akım yoğunluğu=2,84 mA/cm², iletkenlik=12,62 µs, reaksiyon süresi=60 dak.)



Şekil 3.4. pH'ın KOİ giderim verimi üzerine etkisi

(Reaksiyon şartları: Akım yoğunluğu=4,06 mA/cm², iletkenlik=12,62 µs, reaksiyon süresi=60 dak.)

KOİ giderim verimlerine bakıldığında en iyi verim %33 ile 4,06 mA/cm², pH=7,6'da 40 dakikalık reaksiyon süresinde elde edilmiştir.

Farklı pH'larda renk ve KOİ giderim verimlerinden görüldüğü gibi en iyi sonuç pH=7,6'da elde edilmiştir. Düşük ve yüksek pH'larda giderim verimi azalmaktadır.

pH=7,6'nın altındaki pH değerlerinde KOİ ve renk gideriminde azalmanın nedeni ortamda organo halojenli bileşiklerin oluşmasıdır. Ayrıca daha düşük pH değerlerinde (pH=3) klor gazı oluşumu da gerçekleşebilir (Deng ve Englehardt, 2007). Düşük pH'larda genelde monomerik türler baskındır (Cañizares ve diğ., 2004, Cañizares ve diğ., 2005)..

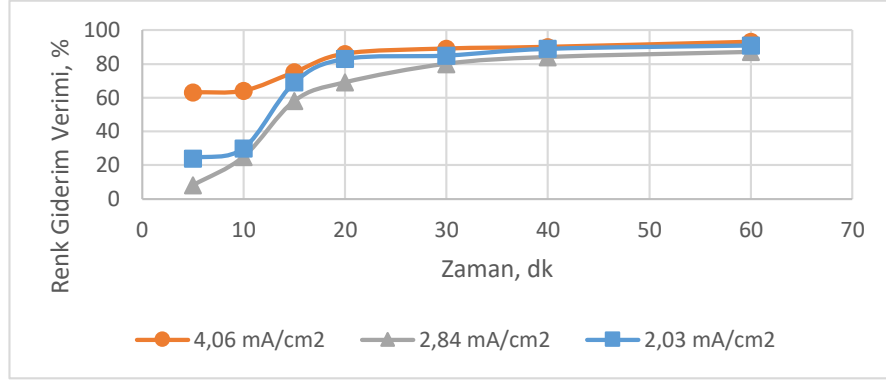
Alkali pH'da, alkalileşme koşullarında polimerizasyon derecesinin ve organik ara maddelerin konsantrasyonunun artmasıyla giderim verimi azalmaktadır (Deng, Y., ve Englehardt, J.D., 2007). pH yükseldikçe polimerik türler baskın olur. Suda polimerik türlerin artmasıyla pH yükselir ve arıtma verimi düşmeye başlar. Çünkü polimerik türler negatif yüklüdür ve suda bulunan negatif yüklü partiküller birbirini iter. Bu da verimi olumsuz etkiler (Cañizares ve diğ., 2004, Cañizares ve diğ., 2005).

Anglada ve diğ.,(2001), sızıntı suyu arıtımında anot ve katot bor katkılı elmas (BDD) kullanıldığında KOİ giderim veriminin %20'in altında olduğunu görmüşler. KOİ giderim veriminin düşük olması, oksidasyona dirençli bileşiklerin varlığını düşündürmektedir.

Bu nedenle çalışmada optimum pH =7,6 olarak belirlenmiştir. Bu da atıksuyun orijinal pH değeri olduğu için işletmelerde ek maliyet gerektirmediğini göstermektedir.

3.1.2. Akım yoğunluğunun etkisi

Çalışmada akım yoğunluğunun etkisini incelemek için atıksuyun orijinal iletkenlik ve optimum pH değerinde üç farklı akım yoğunluklarında (2,03 mA/cm²; 2,84 mA/cm²; 4,06 mA/cm²) deneyler yapılmış olup, renk ve KOİ giderim verimleri Şekil 3.5. ve Şekil 3.6'da verilmiştir.



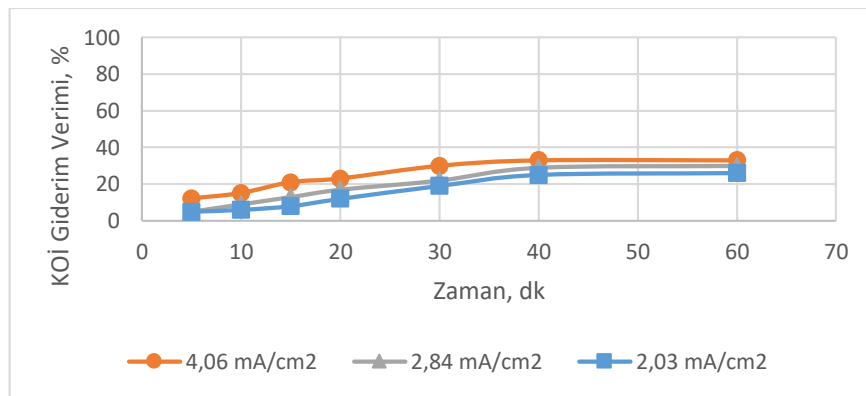
Şekil 3.5. Akım yoğunluğunun renk giderim verimi üzerindeki etkisi
(Reaksiyon şartları: pH=7.6, iletkenlik=12,62 μ s, reaksiyon süresi=60 dak.)

Şekil 3.5'den görülmektedir ki, en iyi giderim verimi 4,06 mA/cm² akım yoğunluğunda elde edilmiştir.

Akım yoğunluğu arttıkça, Faraday yasasına göre elektrotlarda üretilen iyon miktarı ve hidrojen kabarcıkları artmaktadır. Bu da flok oluşumunu arttırarak, kirleticilerin çözeltiden uzaklaşmasını sağlamaktadır (Adhoum ve Monser, 2004).

Pt kaplı ve BDD kaplı elektrotlar ile elde edilen sonuçlar da aynı eğilimi göstererek, akım yoğunluğunun artması ile daha fazla yükseltgen çözelti içinde açığa çıkmakta ve bu yükseltgenler, yükseltgenme hızını arttırarak arıtım verimini de yükselttiğini göstermektedir (Wang ve diğ., 2016; Skoumal ve diğ., 2009).

Akım yoğunluğu arıtım süresi ile de ilişkilidir. Akım yoğunluğu arttırıldığında daha arıtım süresi kısalmaktadır. Yapılan deneysel çalışmadan da görülmektedir ki, 4,06 mA/cm² akım yoğunluğunda 30 dakikadan sonra 60 dakikaya kadar yüksek verim elde edilmiştir.

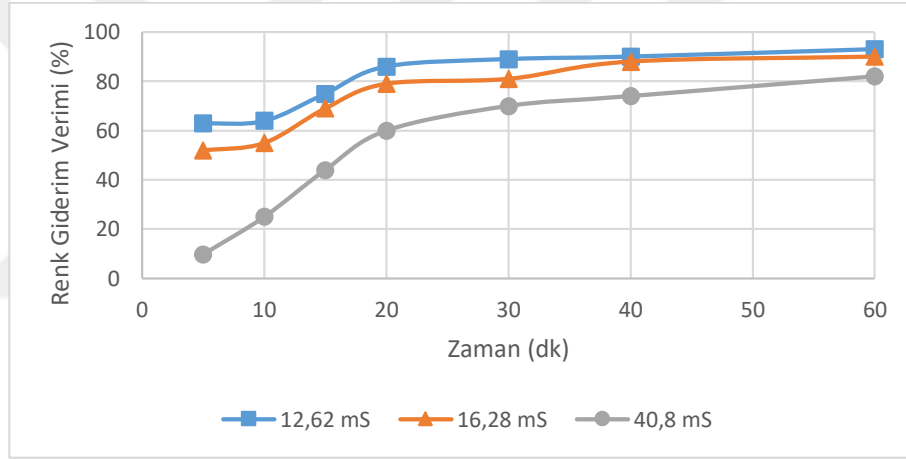


Şekil 3.6. Akım yoğunluğunun KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi
(Reaksiyon şartları: pH=7.6, iletkenlik=12,62 μ s, reaksiyon süresi=60 dak.)

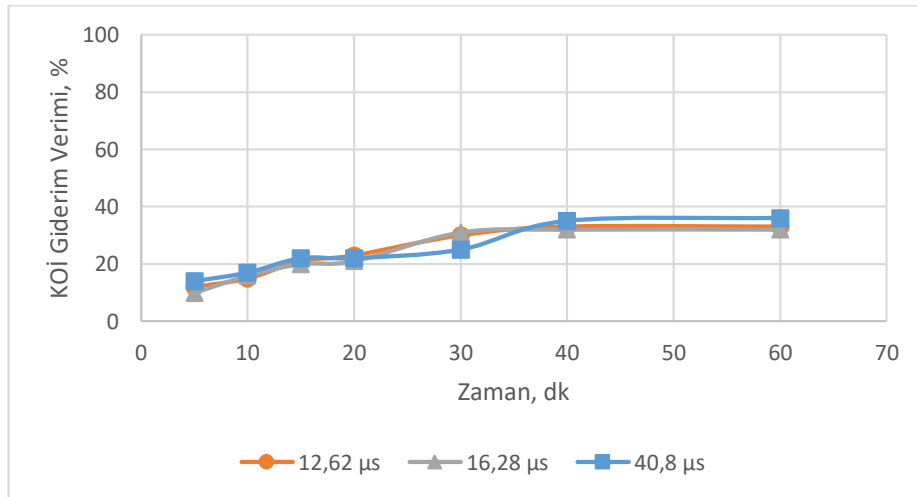
Şekil 3.6'dan görüldüğü gibi 4,06 mA/cm² akım yoğunluğunda %33 en iyi KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

3.1.3. İletkenliğin etkisi

Atıksuyun orijinal pH değerinde (7,6) ve 4,06 mA/cm² akım yoğunluğunda farklı miktarlarda destek elektrolit kullanılarak üç farklı iletkenlik değerlerinde (12,62 µs(orijinal), 16,28 µs ve 40,8 µs) deneyler yapılmıştır. Destek elektrolit olarak Na₂SO₄ kullanılmıştır. 7 gr katı Na₂SO₄ ilavesinde atıksuyun iletkenliği 12,62 µs'den 16,28 µs'e, 60 gr katı Na₂SO₄ ilavesinde ise 40,8 µs'e yükselmiştir. Sonuçlar renk ve KOİ giderim verimleri üzerinden hesaplanmış olup, Şekil 3.7 ve Şekil 3.8.'de verilmiştir.



Şekil 3.7. İletkenliğin renk giderim verimi üzerindeki etkisi
(Reaksiyon şartları: pH=7,6, akım yoğunluğu=4,06 mA/cm², reaksiyon süresi=60 dak.)



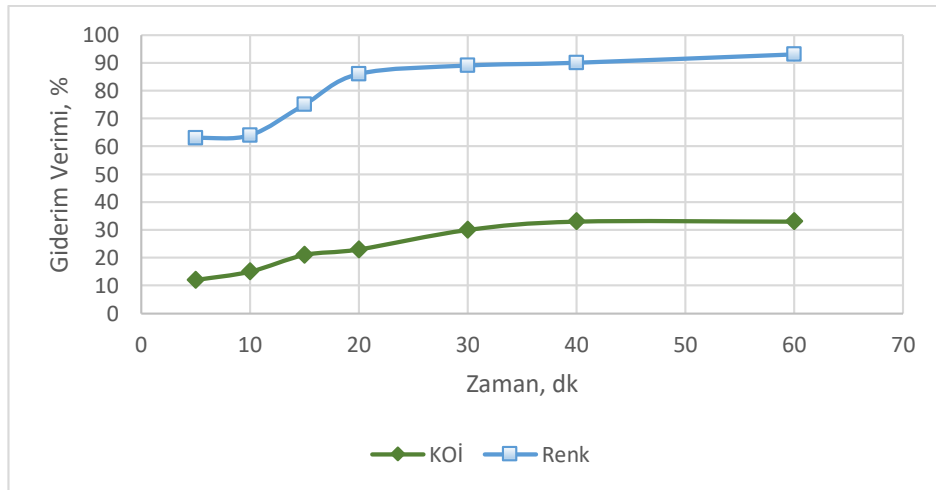
Şekil 3.8. İletkenliğin KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi
(Reaksiyon şartları: pH=7,6, akım yoğunluğu=4,06 mA/cm², reaksiyon süresi=60 dak.)

Şekil 3.7. ve Şekil 3.8.'den görüldüğü gibi, atıksuyun kendi iletkenliğinde (12,62 μs) yüksek arıtım sağlanmaktadır. İletkenlik çözelti içinde elektrotlar arasındaki elektrik akımını belirlemektedir. Elektrik akımı geçişi ise iyonlar tarafından yapılmaktadır. Destek elektrolit kullanılması giderim veriminde çok fazla artış sağlamamıştır. Bunun sızıntı suyunda iyon miktarının fazla olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. İlave kimyasal kullanımından kaçınmak için atıksuyun kendi iletkenliğinde çalışılması uygun görülmüştür.

Araştırmaların bir kısmı destek elektrolit ilavesinde arıtım veriminin arttığı sonucuna ulaşmıştır. Wang, Lau ve Fang (2001) sızıntı suyunun arıtımı sırasında 5000 mg/l SO_4^{2-} ekleyerek, KOİ giderimini %36'dan %47'ye çıkarmıştır. Diğer araştırmacılar ise, deneyler sonucunda destek elektrolit ilavesinin arıtım verimini olumsuz etkilediği sonucuna ulaşmıştır. Bu çelişkinin genel olarak arıtmaya çalışan atıksuların bir çok farklı bileşeni içinde barındırarak kompleks bir yapıda bulunması ve bu bileşiklerin ve moleküllerin birbirleriyle olan etkileşiminden olduğu düşünülmektedir (Fernandes ve diğ., 2015).

3.1.4. Reaksiyon süresinin etkisi

Çalışmada renk ve KOİ giderim verimi üzerine reaksiyon süresinin etkisini incelemek için optimum şartlarda (pH=7,6, iletkenlik=12,62 μs , akım yoğunluğu=4,06 mA/cm^2) deneyler yapılmıştır. Sonuçlar Şekil 3.9.'da gösterilmiştir.



Şekil 3.9. Reaksiyon süresinin renk ve KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi

(Reaksiyon şartları: pH = 7,6, iletkenlik 12,62 μs , akım yoğunluğu=4,06 mA/cm^2)

Şekil 3.9.'dan görülmektedir ki, 30. dakikadan sonra yüksek renk giderim verimi elde edilmiş olup, bu 60 dakikaya kadar devam etmektedir (30-60 dakikada %90-93 giderim verimi). Reaksiyon süresinin artması durumunda iyon konsantrasyonunda ve floklarda artış gözlenmektedir. Bu da partiküllerin yüklerini nötralize ederek arıtımı arttırmaktadır (Daneshvar ve diğ., 2004). Bu reaksiyon süreleri arasında çok belirgin arıtma verimi arasında değişim olmadığından 30. dakika optimum süre olarak belirlenmiştir.

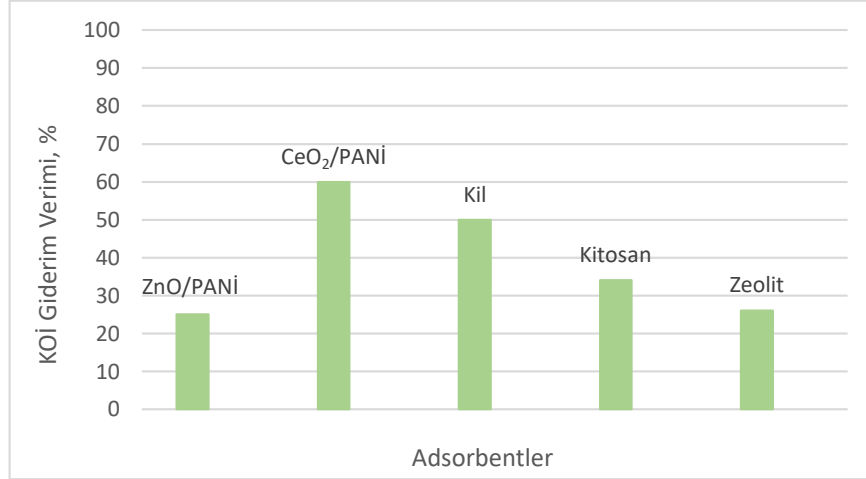
30-60 dakikalık reaksiyon süresinde %30-33 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.

Tauchert ve diğ. (2006) çalışmalarında ayrıca KOİ oksidasyonunun renk gideriminden daha yavaş bir oranda meydana geldiğini gözlemlemişlerdir. Chiang ve diğ. (1995) yaptığı çalışmada ise PbO₂/Ti, DSA ve SPR gibi çeşitli anotlarla KOİ giderim veriminin %21 ile %30 aralığında olduğu belirtilmiştir.

Sızıntı suyunun kompleks bileşimi sebebiyle elektrooksidasyon prosesi çözünmüş organik bileşiklerin, yani KOİ'nin kısmen giderilmesini sağlamıştır. Bu sebeple KOİ giderim verimini iyileştirmek için EO prosesinden çıkan atıksu ardışık olarak adsorpsiyon işlemine uygulanmıştır.

3.2. Atıksuyun Adsorpsiyon Prosesi ile İyileştirilmesine Yönelik Arıtım Prosesine Ait Bulgular

Elektrooksidasyon prosesi ile yapılan çalışma sonucu optimum şartlarda (pH = 7,6, iletkenlik 12,62 μ S ve akım yoğunluğu=4,06 mA/cm²) %30-33 KOİ'nin kısmen giderilmesi sağlanmıştır. Bu nedenle KOİ giderim verimini iyileştirmek için EO prosesinden çıkan atıksu ardışık olarak adsorpsiyon işlemine tabi tutulmuştur. Çalışmada adsorbent olarak kil, kitosan, zeolit, CeO₂/PANI ve ZnO/PANI adsorbentleri kullanılmıştır. Erlenlere EO prosesinden çıkan atıksu numuneleri alınarak, 0,5 gram adsorbentler ilave edilmiş, 150 rpm karıştırma hızında ve 120 dakika süreyle çalkalanmaya bırakıldı. Alınan numunelerde KOİ deneyleri yapılmış olup, sonuçlar Şekil 3.10.'da görülmektedir.



Şekil 3.10. Adsorbentlerin KOİ giderim verimi üzerindeki etkisi
(Reaksiyon şartları: adsorbent miktarı 0,5gr/100ml, karıştırma hızı 150 rpm, reaksiyon süresi 120 dak)

Şekil 3.10'dan görülmektedir ki, en iyi KOİ giderim verimi %60 CeO₂/PANI ve %50 kil ile elde edildi.

Laboratuvar da sentezlenen CeO₂/PANI nano kompozitin SEM görüntüsünden de görüldüğü gibi, CeO₂ nanoparçacıkları küresel bir yapıya sahip olan saf PANI'ye bağlanarak düzgün dağılım sergileyerek, oluşan kompozitin yüzey alanını arttırdığından, sızıntı suyunda bulunan kirleticiler bu yüzeyi kaplamaktadırlar. Kilin adsorpsiyon yetenekleri, ince taneli silikat minerallerinin yapısı üzerindeki negatif yükten kaynaklanmıştır. Bu negatif yük, çözeltideki pozitif yüklü katyonların adsorpsiyonu ile nötralize edildiğini göstermektedir. Ayrıca, kilin yüksek adsorpsiyon kapasitesinin olması geniş yüzey alanına sahip olmasından kaynaklanmaktadır. (Cadena ve diğ., 1990; Veli ve Alyüz, 2007).

Daha uzun temas süresi, kirleticiler ve adsorbentler arasında iyi temas sağlayarak kirleticilerin daha fazla uzaklaştırılmasını sağlamaktadır (Sarkar ve diğ., 2017).

Adsorpsiyon yöntemi ile KOİ giderim veriminin artmasını sızıntı suyu ile yapılmış diğer çalışmalar da desteklemektedir (Kaur ve diğ., 2016; Andal ve Charulatha, 2014).

4. SONUÇLAR

Sızıntı suları çok sayıda faktörlere bağlı olmasından kaynaklı farklı kompleks içeriği nedeniyle günümüzde arıtımında zorluklarla karşılaşmaktadır. Sızıntı sularının arıtımının çok güç olmasından dolayı, sızıntı sularının oluşumunun minimize edilmesi gerekmektedir. Sızıntı sularının kontrolünde, deponi alanına gelen atık miktarı katı atıkların kaynağında ön işleme tabi tutulması kaydıyla azaltılabilir ya da üretimden deponi alanlarına gelinceye kadar geçen süreçlerde katı atıklara etkili bir yöntem uygulanabilir.

Sızıntı suyu kirliliğinin yüksek miktarda organik ve inorganik kirleticileri içermesinden kaynaklı entegre arıtma sistemlerinin kullanılması yapılan çalışmalarda da desteklenmiştir.

Bu çalışmada depolama alanı sızıntı suyunun elektrooksidasyon ve ardışık adsorpsiyon prosesleri ile arıtımı gerçekleştirildi ve pH, akım yoğunluğu, iletkenlik ve reaksiyon süresi gibi parametrelerin renk ve KOİ giderim verimi üzerindeki etkileri incelendi. Atıksuyun kendi pH ve iletkenliğinde yürütülen çalışmada 30-60. dakikada reaksiyon süresi sonunda sırasıyla, %89 ve %91 oranında yüksek renk giderim verimi elde edildi.

Sızıntı suyunun kompleks bileşimi ve oksidasyona dirençli maddelerin olması sebebiyle elektrooksidasyon prosesi çözünmüş organik bileşiklerin, yani KOİ'nin kısmen giderilmesini sağladı. İnorganik kirleticilerin varlığından kaynaklı olduğu düşünülen düşük KOİ giderim verimini iyileştirmek için EO sistemine ardışık olarak adsorpsiyon işlemi uygulandı. Adsorpsiyon prosesinde doğal ve laboratuvarla sentezlenen adsorbentler denenmiş olup, KOİ verimini artırma yoluna gidildi.

EO süreci başlangıçtaki KOİ'nin %30-33'ünü giderebildi. Adsorpsiyon işlemi ile ardışık arıtma KOİ'nin %50-60'ının giderilmesini sağladı.

Yapılan bu çalışmada araştırma sonuçları göstermiştir ki ardışık kullanılan bu yöntemler sızıntı suyu arıtımında kullanılabilecek proseslerdir. Ayrıca adsorpsiyon

yönteminde etkili olan adsorbentlerden kil doğal olduğu için, CeO_2/PANI laboratuvarında sentezlendiği için fazla maliyet gerektirmediğinden tesislerde uygulanabilirliği ön gör÷lmektedir.



KAYNAKLAR

Abd EI-Latif M.M., Ibrahim A.M., EI-Kady M.F., Adsorption Equilibrium, Kinetics and Thermodynamics of Methylene Blue from Aqueous Solutions Using Biopolymer Oak Sawdust Composite, *Journal of American Science*, 2010, **6**, 267-283.

Adhoum N., Monser L., Decolourization and Removal of Phenolic Compounds from Olive Mill Wastewater by Electrocoagulation, *Chemical Engineering Processing*, 2004, **43**(10), 1281-1287.

Ağdağ O.N., Sponza D.T., Co-digestion of Mixed Industrial Sludge with Municipal Solid Wastes in Anaerobic Simulated Landfilling Bioreactors, *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **140**(1-2), 75-85.

Alslaibi T.M., Abustan İ., Ahmad M.A., Foul A.A., Cadmium Removal From Aqueous Solution Using Microwaved Olive Stone Activated Carbon, *Journal of Enviromental Chemical Engineering*, 2013, **1**(3), 589-599.

Andal N.M., Charulatha S., Efficacy of Agricultural Wastes in the Removal of Hexavalent Chromium, *Journal of Chemistry*, 2014, **2**(4), 1-5.

Anglada A., Urtiaga A., Ortiz I., Mantzavinos D., Diamadopoulos E., Boron-doped Diamond Anodic Treatment of Landfill Leachate: Evaluation of Operating Variables and Formation of Oxidation By-products, *Water Research*, 2011, **45**(2), 828-838.

Armağan B., GAP Bölgesi Şanlıurfa İli Katı Atık Araştırması, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 1996, 55679.

Atasoy A., Dermokil, <http://www.dermokil.com.tr>, (Ziyaret tarihi: 24 Nisan 2020)

Aydın F., Kuleyin A., The Investigation of Removal NH₃-N from Landfill Leachate Using Zeolite With Continiously System, *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 2011, 90-98.

Budak B., Saf PANI, PANI/ZnO ve PANI/ZrO₂ Polimerik Nanokompozitlerinin Sentezi, Karakterizasyonu ve Boyar Madde Gideriminde Fotokatalitik Etkinin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2018, 494813.

Burns S.E., Yiaccoumi S., Tsouris C., Microbubble Generation for Environmental and Industrial Separatio, *Separation and Purification Technology*, 1997, **11**(3), 221-232.

Cadena F., Rizvi R., Peters R.W., 1990. Feasibility studies for the removal of heavy metals from solution using tailored bentonite, *hazardous and industrial wastes*, 1990,

Proceedings of the Twenty-second Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, Drexel University, 77.

Can O.T., Kobya M., Demirbaş E., Bayramoğlu, M., Treatment of the Textile Wastewater by Combined Electrocoagulation, *Chemosphere*, 2006, **62**(2), 181-187.

Canizares P., Saez C., Lobato J., Rodrigo M.A., Electrochemical Treatment of 2,4-Dinitrophenol Aqueous Wastes Using Boron-Doped Diamond Anodes, *Electrochimica Acta*, 2004, **49**(26), 4641-4650.

Canizares P., Lobato J., Paz R., Rodrigo M.A., Saez, C., Electrochemical Oxidation of Phenolic Wastes with Boron-Doped Diamond Anodes, *Water Research*, 2005, **39**(12), 2687-2703.

Chen G., Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment, *Separation and Purification Technology*, 2004, **38**(1), 11-41.

Chiang L.C., Chang J.E., Wen T.C., Indirect Oxidation Effect in Electrochemical Oxidation Treatment of Landfill Leachate, *Water Research*, 1995, **29**(2), 671-678.

Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A.İ., Albrechtsen H-J., Heron G., Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes, *Applied Geochemistry*, 2001, **16**(7-8), 659-718.

Comninellis C., Kapalka A., Malato S., Parsons S.A., Poulis I., Mantzavinos D., Advanced Oxidation Processes for Water Treatment: Advances and Trends for R&D, *Journal of Chemical Technology Biotechnology*, 2008, **83**, 769-776.

Cotman M., Gotvajn A.Z., Comparison of Different Physico-chemical Methods for the Removal of Toxicants from Landfill Leachate, *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **178**(1-3), 298-305.

Daneshvar N., Sorkhabi H.A., Kasiri M.B., Decolorization of Dye Solution Containing Acid Red 14 by Electrocoagulation with a Comparative Investigation of Different Electrode Connections, *Journal of Hazardous Materials*, 2004, **112**(1-2), 55-62.

Daneshvar N., Oladegaragoze A., Djafarzadeh N., Decolorization of Basic Dye Solutions by Electrocoagulation: An Investigation of the Effect of Operational Parameters, *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **129**(1-3), 116-122.

Daneshvar N., Aber S., Hoosseinzadeh F., Study of C.I. Acid Orange 7 Removal in Contaminated Water by Photo Oxidation Processes, *Global Nest Journal*, 2008, **10**(1), 16-23.

Demiral İ., Şamdan C.A., Preparation and Characterization of Activated Carbon from Pumpkin Seed Shell Using H₃PO₄, *Anadolu University Journal of Science and Technology Applied Sciences and Engineering*, 2016, **17**(1), 125-138.

Deng Y., Englehardt J.D., Electrochemical Oxidation for Landfill Leachate Treatment, *Waste Management*, 2007, **27**(3), 380-388.

Dia O., Drogui P., Buelna G., Dube R., Hybrid Process, Electrocoagulation-biofiltration for Landfill Leachate Treatment, *Waste Management*, 2018, **75**, 391-399.

Dia O., Drogui P., Buelna G., Dube R., Ihsen B.S., Coupling Biofiltration Process and Electrocoagulation Using Magnesium-based Anode for the Treatment of Landfill Leachate, *Journal of Environmental Management*, 2016, **181**, 477-483.

Duran E.B., Cuci Y., Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Sularının Fizikokimyasal Arıtım Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin Araştırılması, *KSU Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 2016, **19**(2), 104-110.

Ebin G.C., Katı Atık Depo Sahalarının Rehabilitasyonu, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2004, 154513.

Ehrig H.J., Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate, *Waste Management & Research*, 1983, **1**(1), 53-68

Ehrig H.J., Laboratory Scale Tests for Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste, *Proceedings From the International Solid Waste and Public Cleaning Association Congress*, Philadelphia, 15-20 September 1984.

El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O., Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling, *Journal of Environmental Management*, 1997, **50**(1), 1-25.

Fernandes A., Pacheco M.J., Ciriaco L., Lopes A., Review on the Electrochemical Processes for the Treatment of Sanitary Landfill Leachates: Present and Future, *Applied Catalysis B: Environmental*, 2015, **176**(175), 183-200.

Fil A.B., Boncukluoğlu R., Yılmaz A.E., Bayar S., Antep Fıstığı İşleme Atıksularının Elektrokimyasal Arıtım Yöntemiyle Ön Arıtım Çalışmaları, *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 2012, **2**(2), 29-36.

Fu J., Zhao Y., Wu Q., Optimising Photoelectrocatalytic Oxidation of Fulvic Acid Response Surface Methodology, *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **144**(1-2), 499-505

Ghanbari F., Wu J., Khatebasreh M., Ding D., Lin K.A., Efficient Treatment for Landfill Leachate Through Sequential Electrocoagulation, Electrooxidation and PMS/UV/CuFe₂O₄ Process, *Separation and Purification Technology*, 2020, 242.

Grant D.C., Skribi M. C., Saha A.K., Removal of Radioactive Contaminants from West Valley Waste Streams Using Natural Zeolites, *Environmental Progress*, 1987, **6**(2), 104-109.

Gülen J., Zorbay F., Arslan S., Zeolitler ve Kullanım Alanları, *Karaelmas Science and Engineering Journal*, 2012, **2**(1), 63-68.

Heyer K.U., Erdin E., Tokgöz S., Deponi Sızıntı Sularının Arıtma Teknikleri ve Örnek Tesisler, Giessen Justus Liebig Üniversitesi, Uygulamalı Yer Bilimleri Bölümü, 2000.

Hjelmar O., Johannessen L.M., Composition and Management of Leachate from Sanitary Land Fills, Within the EU., Int. Landfill Symposium, Sardinia, **1**, 243-262, 1995.

Ho S., Boyle W.C., Ham R.K., Chemical Treatment Of Leachates From Sanitary Landfills, *Journal Water Pollution Control Federation*, 1974, **46**(7), 1776-1791.

Holt P.K., Barton G.W., Wark M., Mitchell A.A., A Quantitative Comparison Between Chemical Dosing and Electrocoagulation, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2002, **211**(2-3), 233–248.

Hortz K.E., Klink R.E., Ham R.K., Temperature Effects:Methane Generation from Landfill Samples, *Journal of Environmental Engineering Division*, 1982, **108**(4), 629- 638.

Hu C.Y., Lo S.L., Kuan W.H., Effects of Co-Existing Anions on Fluoride Removal in Electrocoagulation(EC) Process Using Aluminum Electrodes, *Water Research*, 2003, **37**(18), 4513-4523.

Hui H., Wang H., Mo Y., Li L., Yin Z., He B., Li J., Wang T., A Three-Stage Fixed-Bed Electrochemical Reactor for Biologically Treated Landfill Leachate Treatment, *Chemical Engineering Journal*, 2019, 376.

Hui T.S., Leachate Treatment By Floating Plants In Constructed Wetland, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia, Faculty of Civil Engineering, 2005.

Im J.H., Woo H.J., Choi M.W., Han K.B., Kim C.W., Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic System, *Water Research*, 2001, **35**(10), 2403-2410.

İnan H., Dimoglo A., Şimşek H., Karpuzcu, M., Olive Oil Mill Wastewater Treatment by Means of Electro-coagulation, *Separation and Purification Technology*, 2004, **36**(1), 23-31.

Kaur K., Mor S., Ravindra K., Removal of chemical oxygen demand from landfill leachate using cow-dung ash as a low-cost adsorbent, *Journal of Colloid and Interface Science*, 2016, **469**, 338-343.

Kim B., Koncar V., Dufour C., Polyaniline-coated PET Conductive Yarns: Study of Electrical, Mechanical and Electro-mechanical Properties, *Journal of Applied Polymer Science*, 2006, **101**(3), 1252-1256.

Koby M., Şentürk E., Bayramoğlu M., Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewaters by Electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **133**(1-3), 172-176.

Kotze J.P., Thiel P.G., Hattingh W.H.J., Anaerobik Digestion II. The Characterization and Control of Anaerobik Digestion, *Water Research*, 1969, **3**(7), 459-494.

Koyuncu İ., Nanofiltrasyon Membranları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2001,112233.

Kural E., Tekstil Boyahane Atıksularının Nanofiltrasyon Membranları ile Geri Kazanımı ve Renk Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul,2000, 101230.

Küçükgül O., Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model, Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 1999, 100741.

Lai C.L., Lin S.H., Electrocoagulation of chemical mechanical polishing (CMP) wastewater from semiconductor fabrication, *Chemical Engineering Journal*, 2003, **95**(1-3), 205-211.

Li X.Z., Zhao Q.L., Hao X.D., Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation, *Waste Management*, 1999, **19**(6), 409-415.

Lisk D.J., Environmental Effects of Landfills, *The Science of the Total Environment*, 1991, **100**, 415-468.

McBean E.A., Rovers F.A., Farquhar G.J., *Solid Waste Landfill Engineering and Design*, Prentice Hall, New Jersey, USA, 1995.

Mollah M.Y.A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D.L., Electrocoagulation (EC)-Science and Applications, *Journal Hazardous Materials*, 2001, **84**(1), 29-41.

Mollah M.Y.A., Morkovsky P., Gomes J.A.G., Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation, *Journal Hazardous Materials*, 2004, **114**(1-3), 199-210.

Moreno-Casillas H.A., Cocke D.L., Gomes J.A.G., Morkovsky P., Parga J.R., Peterson E., Electrocoagulation Mechanism for COD Removal, *Separation of Purification Technology*, 2007, **56**(2), 204-211.

Nordin A., Amalina N.I., Leachate Treatment Using Constructed Wetland with Magnetic Field, Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia, 2006.

Okolo B., Park C., Keane M.A., Interaction of Phenol and Chlorophenols with Activated Carbon and Synthetic Zeolites in Aqueous Media, *Journal of Colloid and Interface Science*, 2000, **226**(2), 308-317.

Ono Y., Yashima T., Science and Engineering of Zeolite, *Kodansha Scientific Publishing*, Tokyo, 2000.

Öğütveren Ü.B., Koparal S., Electrochemical Treatment of Water Containing DyeStuffs: Anodic Oxidation of Congo Red and Xiron Blau 2RHD, *Journal Environmental Studies*, 1992, **42**, 41-52.

Özdemir U., Özbay B., Veli S., Zor S., Modeling Adsorption of Sodium Dodecyl Benzene Sulfonate (SDBS) Onto Polyaniline (PANI) by Using Multi Linear Regression and Artificial Neural Networks, *Chemical Engineering Journal*, 2011, **178**, 183-190.

Özgöçmen S., Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suları, Kontrol ve Bertaraf Yöntemleri ve Bir Uygulama, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 2007, 199864.

Özkazanç E., Zor S., Özkazanç H., Structural and Dielectric Properties of CuCl₂ and ZnCl₂ Doped Polyaniline, *Polymer Composites*, 2010, **31**(11), 1862-1868.

Özgürses M.T., Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2003, 134352.

Öztürk İ., Demir A., Demir İ., Arıkan O.A., İstanbul Evsel Katı Atıklarında Havasız Ortamda Kompostlaşabilirlik ve Biyoenerji Geri Kazanımı ile Mevcut Düzenli Depo Alanları Sızıntı Suyu Arıtımı Araştırma Projesi, İstanbul Büyükşehir Belediye Başkanlığı, İstanbul, 1997, 42.

Öztürk I., Altınbaş M., Koyuncu İ., Arıkan O., Gömeç-Yangın Ç., Advanced Physico-chemical Treatment Experiences on Young Municipal Landfill Leachates, *Waste Management*, 2003, **23**(5), 441-446.

Öztürk İ., *Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları*, 3.Basım, İSTAÇ Teknik Kitaplar Serisi, İstanbul, 2015

Öztürk T., İzmit Evsel ve Tehlikeli Katı Atık Düzenli Depolama Tesisi Sızıntı Sularının Elektro- ve Kimyasal Koagülasyon Yöntemleri ile Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, Doktora Tezi, Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kocaeli, 2006, 197896.

Öztürk İ., Atık Sektörü Mevcut Durum Değerlendirme Raporu, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı Genel Müdürlüğü, Ankara, 110.

Pitakpoolsil W., Hunsom M., Adsorption of Pollutants from Biodiesel Wastewater Using Chitosan Flakes, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2013, **44**(6), 963-971.

Pohland F.G., Accelerated Solid Waste Stabilization and Leachate Treatment by Leachate Recycle Through Landfills, *Progress in Water Technology*, 1975, **7**(3-4), 753-765

Polcaro A.M., Vacca A., Mascia M., Palmas S., Pompei R., Laconi S., Characterization of a Stirred Tank Electrochemical Cell for Water Disinfection Processes, *Electrochimica Acta*, 2007, **52**(7), 2595-2602.

Rajkumar D., Kim J.G., Oxidation of Various Reactive Dyes with in Situ Electro-generated Active Chlorine for Textile Dyeing Industry Wastewater Treatment, *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **136**(2), 203-212.

Reinhart D.R., Townsend T.G., *Landfill Bioreactor Design and Operation*, Lewis Publishers, 1997.

Rivas F.J., Beltran F.J., Gimeno O., Frades J., Carvalho F., Adsorption of Landfill Leachates onto Activated Carbon Equilibrium and Kinetics, *Journal Hazardous Materials*, 2006, **131**(1-3), 170-178.

Rorrer G.L., Way J.D., Chitosan Beads to Remove Heavy Metal from Wastewater, Dalwoo-ChitoSan, 2002. BAK

Sarikaya Y., *Çevre Sorunları*, Bilge Yayıncılık, Ankara, 1993.

Sarikaya Y., *Fizikokimya*, 12, Gazi Kitabevi, Ankara, 2005.

Sarkar S., Sarkar S., Biswas P., Effective Utilization of Iron ore Slime, a Mining Waste as Adsorbent for Removal of Pb(II) and Hg(II), *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, **5**(1), 38-44.

S.C. dos Anjos F., F.S Vieira E., R.Cestari A., Interaction of Indigo Carmine Dye with Chitosan Evaluated by Adsorption and Thermochemical Data, *Journal of Colloid and Interface Science*, 2002, **253**(2), 243-246.

Skoumal M, Rodriguez R.M., Cabot P.L., Centellas F., Garrido J.A., Arias C., Brillas E., Electro-Fenton, UVA Photoelectro-Fenton and Solar Photoelectro-Fenton Degradation of the Drug Ibuprofen in Acid Aqueous Medium Using Platinum and Boron-Doped Diamond Anodes, *Electrochimica Acta*, 2009, **54**(7), 2077-2085.

Sen T.K., Afroze S., Ang H.M., Equilibrium, Kinetics and Mechanism of Removal of Methylene Blue From Aqueous Solution by Adsorption Onto Pine Cone Biomass of Pinus Radiata, *Water, Air, & Soil Pollution*, 2011, **218**(1-4), 499-515.

Syed A.A., Dinesan M.K., Review: Polyaniline-A Novel Polymeric Material, *Talanta*, 1991, **38**(8), 815-837.

Tauchert E., Schneider S., Lopes de Moraes, Peralta-Zamora P., Photochemically-assisted Electrochemical Degradation of Landfill Leachate, *Chemosphere*, 2006, **64**(9), 1458–1463.

Tchonoglous, G., Theisen,H., Vigil S., *Inregrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*, McGraw-Hill, New York, 1993.

Tözüm S., Sevindir H.C., Pomza Taşı ile Zeytin Endüstrisi Atıksularından (Karasu) Adsorpsiyonla KOİ Giderimi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 2010, **14**(1), 104-110.

Tran T.K., Chiu K.F., Lin C.Y., Leu H.J., Electrochemical Treatment of Wastewater, Selectivity of the Heavy Metals Removal Process, *International Journal of Hydrogen Energy*, 2017, **42**(45), 27741-27748.

Tsai C.T., Lin S.T., Shue Y.C., Su P.L., Electrolysis of Soluble Organic Matter in Leachate from Landfills, *Water Research*, 1997, **31**(12), 3073-3081.

Veliev E.V., Öztürk T., Veli S., Fatullayev, A.G., Application of Diffusion Model for Adsorption of Azo Reactive Dye on Pumice, *Polish Journal of Environmental Studies*, 2006, **15**(2), 347-353.

Veli S., Pekey B., Removal of Copper from Aqueous Solution by Ion Exchange Resins, *Fresenius Environmental Bulletin*, 2004, **13**(3), 244-250.

Veli S., Öztürk T., Dimoglo A., Treatment of Municipal Solid Wastes Leachate by Means of Chemical-and Electro-coagulation, *Separation and Purification Technology*, 2008, **61**(1), 82-88.

Veli S., Arslan A., Bingöl D., Application of Response Surface Methodology to Electrocoagulation Treatment of Hospital Wastewater, *CLEAN - Soil, Air, Water*, 2016, **44**(11), 1516-1522.

Veli S., Alyüz B., Adsorption of Copper and Zinc from Aqueous Solutions by Using Natural Clay, *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **149**(1), 226-233.

Veli S., Alyüz B., Low-cost Adsorbents Used in Heavy Metal Contaminated Waste Water Treatment, *Journal of Engineering and Natural Sciences*, 2005/3, 94-105.

Vlyssides A.G., Israilides C.J., Loizidou M., Karvouni G., Mourafeti V., Electrochemical Treatment of Vinasse from Beet Molasses, *Water Sciences and Technology*, 1997, **36**(2-3), 271-278.

Vlyssides A.G., Loizidou M., Karlis P.K., Zorpas A.A., Papaioannou D., Electrochemical Oxidation of a Textile Dye Wastewater Using a Pt/Ti Electrode, *Journal of Hazardous Materials*, 1999, **70**(1-2), 41.

Vlyssides A.G., Papaioannou D., Loizidou M., Karlis P.K., Zorpas A.A., Testing an Electrochemical Method for Treatment of Textile Dye Wastewater, *Waste Management*, 2000, **20**(7), 569-574.

Wang P., Lau W.C.I., Fang H.P.H., Landfill Leachate Treatment by Anaerobic Process and Electrochemical Oxidation, *Huan Jing Ke Xue*, 2001, **22**(5), 70-73.

Wang C., Yu Y., Yin L., Niu J., Hou L.A., Insights of ibuprofen electro- oxidation on metal-oxide-coated Ti anodes: Kinetics, energy consumption and reaction mechanisms, *Chemosphere*, 2016, **163**, 584-591.

Yao K., Li J., Yao F., Yin Y., *Chitosan-Based Hydrogels Functions and Applications*, CRC Press, New York, 2012.

Yazıcı S., Elektrodializ Bipolar Membran Prosesinin Tıkanma Mekanizması ve Önleme Çalışmalarının Analizi: Sızıntı Suyu Örneği, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2012, 302595.

Yıldırım Z., Öncül N., Yıldırım M., Kitosan ve Antimikrobiyal Özellikleri, *Niğde Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 2016, **5**(1), 19-36.

Yıldız Ş., Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu ve Depo Gazının Yönetimi, İSTAÇ Katı Atıkların Düzenli Depolanması ve Vahşi Depolama Sahalarında Rehabilitasyon Eğitimi, 2006, İstanbul.

Yıldız Y.Ş., Koparal A.S., İrdemez Ş., Keskinler B., Electrocoagulation of Synthetically Prepared Waters Containing High Concentration of NOM Using Iron Cast Electrodes, *Journal Hazardous Materials*, 2007, **139**(2), 373-380.

Yıldız Ş., Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları Ve Arıtılması, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze, 2000, 98262.

Yu D., Cui J., Li X., Zhang H., Pei Y., Electrochemical Treatment of Organic Pollutants in Landfill Leachate Using a Three-Dimensional Electrode System, *Chemosphere*, 2020, **243**, 125438.

Yu Y., Zhang C., Yang L., Chen J.P., Cerium Oxide Modified Activated Carbon as an Efficient and Effective Adsorbent for Rapid Uptake of Arsenate and Arsenite: Material Development and Study of Performance and Mechanisms, *Chemical Engineering Journal*, 2017, **315**, 630-638.

Yuru W. Degradation Of Synthetic Organic Compounds By Sulfate- And Hydroxyl Radical-Based Advanced Oxidation Processes, PhD Thesis, The Hong Kong Polytechnic University Department of Civil and Structural Engineering, 2012.

Zhang L., Zhu T., Liu X., Zhang W., Simultaneous Oxidation and Adsorption of As(III) from Water by Cerium Modified Chitosan Ultrafine Nanobiosorbent, *Journal of Hazardous Materials*, 2016, **308**, 1-10.

KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

Veli S., Arslan A., İşgören M., **Demiral D.**, Color Removal From Landfill Leached with the Electro Oxidation Process, *3rd International Turkic World Conference on Chemical Sciences and Technologies*, Bakü, Azerbaycan, 10-13 Eylül 2017.



ÖZGEÇMİŞ

Dilay Demiral lise öğrenimini 24 Kasım Anadolu Lisesi'nde tamamladı. 2009 yılında girdiği Balıkesir Üniversitesi Çevre Mühendisliği lisans bölümünden 2014 yılında mezun oldu. 2017 yılında Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans eğitimine başladı. Yüksek lisans eğitiminde ileri arıtım teknolojileri ile atıksuların arıtımı üzerine çalışmaları bulunmaktadır. Şu anda özel sektörde kariyer hayatına devam etmektedir.

